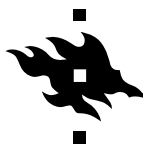


**Pro Gradu -tutkielma**

**Kytkeytyneisyyttä edistävät politiikkakeinot ja vihreä  
infrastruktuuri: Miten luonnon monimuotoisuus  
saadaan säilytettyä?**

**Anna Salomaa**



HELSINGIN YLIOPISTO

**Helsingin yliopisto**

Ympäristötieteiden laitos

Ympäristömuutos ja -politiikka



**Jyväskylän yliopisto**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologia ja evoluutiobiologia

4.11.2013

**Kytkeytyneisyyttä edistävät politiikkakeinot ja vihreä infrastruktuuri: Miten luonnon monimuotoisuus saadaan säilytettyä?**

Ympäristömuutoksen ja -politiikan pro gradu -tutkielma, Ympäristötieteiden laitos, Helsingin yliopisto

Ekologian ja evoluutiobiologian pro gradu -tutkielma, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Jyväskylän yliopisto

4.11.2013

Anna Salomaa  
Palovartijantie 17 F 72 B, 00750 Helsinki  
anna.salomaa@helsinki.fi



Tiedekunta – Fakultet – Faculty Bio- ja ympäristötieteellinen tiedekunta		Laitos – Institution – Department Ympäristötieteiden laitos
Tekijä – Författare – Author Anna Salomaa		
Työn nimi – Arbetets titel – Title Kytkeytyneisyyttä edistävät politiikkakeinot ja vihreä infrastruktuuri: Miten luonnon monimuotoisuus saadaan säilytettyä?		
Oppiaine – Läroämne – Subject Ympäristömuutos ja -politiikka		
Työn laji – Arbetets art – Level Pro gradu -tutkielma	Aika – Datum – Month and year 4.11.2013	Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages 109s. + liitteet 7s.
Tiivistelmä – Referat – Abstract <p>Luonnon monimuotoisuuden vähenemistä ei ole saatu pysäytettyä kansainvälisistä sopimuksista huolimatta. Ekologinen kytkeytyneisyys on välttämätöntä, jotta monimuotoisuus voisi säilyä pitkällä aikavälillä. Tämä pro gradu tutkii luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemien prosessien säilyttämistä edistäviä politiikkakeinoja kolmen tutkimuskysymyksen avulla: 1) Kuinka hyvin nykyiset luonnonsuojelupolitiikan keinot edistävät ekologista kytkeytyneisyyttä? 2) Miten luonnonsuojelupolitiikan keinot voisivat edistää ekologista kytkeytyneisyyttä paremmin? 3) Voiko vihreä infrastruktuuri - lähestymistapa auttaa luonnon monimuotoisuuden suojelussa?</p> <p>Ekologinen kytkeytyneisyys vaikuttaa erityisesti lajien leviämiseen ja sen kautta biodiversiteetin säilymiseen. Ihmisen ympäristön hyödyntämistä hallitaan erilaisten politiikkakeinojen kautta, jotka vaikuttavat myös ekologiseen kytkeytyneisyyteen. Vihreä infrastruktuuri on uusi politiikan lähestymistapa, joka korostaa kokonaisvaltaisuutta. Vihreällä infrastruktuurilla tarkoitetaan toisiinsa kytkeytyneitä viher- ja vesialueita, jotka tuottavat ihmisen tarvitsemia ekosysteemipalveluita.</p> <p>Tutkimuksen aineisto on SCALES-hankkeen kyselytutkimus Biodiversiteetin turvaamisesta monilla hallinnon tasoilla ja eri maantieteellisissä, ajallisissa ja ekologisissa mittakaavoissa. Kysely toteutettiin internetkyselynä. Linkki kyselyyn lähetettiin 214 suomalaiselle ekologisten kytkeytyneisyyteen liittyvän politiikan asiantuntijalle, joista 47 vastasi. Aineistoa analysoidiin kvantitatiivisesti ja kvalitatiivisesti. Tilastoanalyysien päämenetelmät olivat toistomittaus ANOVA ja klusterianalyysi. Sanallisille aineistoille tehtiin sisällönanalyysi.</p> <p>Asiantuntijat pitivät kytkeytyneisyyden ekologista merkitystä suurempana, kuin mitä kytkeytyneisyyden käytännön toteutus on. Pinta-alaltaan suurialaisten politiikkakeinojen koettiin edistävän ekologista kytkeytyneisyyttä parhaiten ja pienialaisten ja urbaanien keinojen vähiten. Politiikkakeinoilla on suurempi potentiaali edistää ekologista kytkeytyneisyyttä, kuin mikä on niiden tämän hetken toteutuksen merkitys ekologiselle kytkeytyneisyydelle. Biodiversiteetin suojelun integrointi osaksi muita politiikkasektoreita koettiin tärkeäksi. Vihreän infrastruktuurin toteutuksessa perinteiseen luonnonsuojeluun liittyviä näkökohtia pidettiin tärkeämpänä kuin ekosysteemipalveluiden korostamista. Vihreän infrastruktuurin mahdollisuuksiin vaikuttaa positiivisesti luonnonsuojelupolitiikkaan uskottiin varovasti.</p>		
Avainsanat – Nyckelord – Keywords biologisen monimuotoisuuden väheneminen, ekologist yhteydet, luonnonsuojelupolitiikka, politiikkainstrumentti, resilienssi, Suomi, toiminnallinen kytkeytyneisyys, ympäristön hallinta		
Ohjaaja tai ohjaajat – Handledare – Supervisor or supervisors Prof. Janne Hukkinen, prof. Janne Kotiaho, dos. Riikka Paloniemi		
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Ympäristötieteiden laitos, Viikin tiedekirjasto		
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information		



Tiedekunta – Fakultet – Faculty Faculty of Biological and Environmental Sciences		Laitos – Institution – Department Department of Environmental Sciences
Tekijä – Författare – Author Anna Salomaa		
Työn nimi – Arbetets titel – Title Policy instruments that promote connectivity and green infrastructure approach: How to conserve biodiversity?		
Oppiaine – Läroämne – Subject Environmental Change and Policy		
Työn laji – Arbetets art – Level Master's thesis	Aika – Datum – Month and year 4.11.2013	Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages 109p. + Appendices (7p.)
<p>Tiivistelmä – Referat – Abstract</p> <p>We have not succeeded to halt biodiversity loss despite international agreements. Conserving ecological connectivity is crucial when conserving biodiversity in the long run. This thesis studies policy instruments that promote ecological connectivity and conserve ecological processes. The aim of this study is to find out how Finnish environmental policy should be developed in order to promote ecological connectivity and biodiversity conservation. The research questions are: 1) How current nature conservation policy instruments promote ecological connectivity? 2) How policy instruments could promote ecological connectivity better? 3) Could green infrastructure approach help to conserve biodiversity?</p> <p>Ecological connectivity affects the biodiversity especially through species dispersal. The environment is governed by different policy instruments, which have various effects on ecological connectivity. The green infrastructure is a new policy approach that underlines holistic planning. The green infrastructure is ecologically connected network of green and blue spaces that produces ecosystem services.</p> <p>The data comes from a SCALES project survey on Securing the Conservation of Biodiversity Across Administrative Levels and Spatial, Ecological and Temporal Scales. A link to the web-based questionnaire was sent to 214 Finnish experts of ecological connectivity and 47 persons answered to the questions. The data was analysed quantitatively and qualitatively. The main analysis methods were repeated measures ANOVA and cluster analysis. Content analysis was done from qualitative data.</p> <p>The experts thought that ecological connectivity is more important than the current consideration shows. The policy instruments that promote ecological connectivity in the best way are the instruments, which have a wide spatial cover and urban and small-scale instruments are considered worse. The potential of policy instruments to promote ecological connectivity is higher than the current implementation demonstrates. The integration of biodiversity conservation to the other sector policies is considered important. Nature conservation was thought to be more important aspect than ecosystem services in implementation of green infrastructure. The respondent believed that green infrastructure has could have potential of enhancing nature conservation.</p>		
Avainsanat – Nyckelord – Keywords biodiversity loss, conservation policy, ecological connections, environmental governance, Finland, functional connectivity, policy instrument, resilience		
Ohjaaja tai ohjaajat – Handledare – Supervisor or supervisors Prof. Janne Hukkinen, prof. Janne Kotiaho, dos. Riikka Paloniemi		
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Department of Biological and Environmental Sciences and the Library of Viikki		
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information		

# JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologia ja evoluutiobiologia

Salomaa, A.: Kytkeytyneisyyttä edistävät politiikkakeinot ja vihreä  
infrastrukturi: Miten luonnon monimuotoisuus saadaan  
säilytettyä?

Pro Gradu -tutkielma: 109 s.

Työn ohjaajat: Prof. Janne Hukkinen, prof. Janne Kotiaho, dos. Riikka  
Paloniemi

Tarkastajat:

Marraskuu 2013

---

Hakusanat: biologisen monimuotoisuuden väheneminen, ekologiset yhteydet, luonnonsuojelupolitiikka, politiikkainstrumentti, resilienssi, Suomi, toiminnallinen kytkeytyneisyys, ympäristön hallinta

## TIIVISTELMÄ

Luonnon monimuotoisuuden vähenemistä ei ole saatu pysäytettyä kansainvälisistä sopimuksista huolimatta. Ekologinen kytkeytyneisyys on välttämätöntä, jotta monimuotoisuus voisi säilyä pitkällä aikavälillä. Tämä pro gradu tutkii luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemien prosessien säilyttämistä edistäviä politiikkakeinoja kolmen tutkimuskysymyksen avulla: 1) Kuinka hyvin nykyiset luonnonsuojelupolitiikan keinot edistävät ekologista kytkeytyneisyyttä? 2) Miten luonnonsuojelupolitiikan keinot voisivat edistää ekologista kytkeytyneisyyttä paremmin? 3) Voiko vihreä infrastrukturi - lähestymistapa auttaa luonnon monimuotoisuuden suojelussa? Ekologinen kytkeytyneisyys vaikuttaa erityisesti lajien leviämiseen ja sen kautta biodiversiteetin säilymiseen. Ihmisen ympäristön hyödyntämistä hallitaan erilaisten politiikkakeinojen kautta, jotka vaikuttavat myös ekologiseen kytkeytyneisyyteen. Vihreä infrastrukturi on uusi politiikan lähestymistapa, joka korostaa kokonaisvaltaisuutta. Vihreällä infrastruktuurilla tarkoitetaan toisiinsa kytkeytyneitä viher- ja vesialueita, jotka tuottavat ihmisen tarvitsemia ekosysteemipalveluita. Tutkimuksen aineisto on SCALES-hankkeen kyselytutkimus Biodiversiteetin turvaamisesta monilla hallinnon tasoilla ja eri maantieteellisissä, ajallisissa ja ekologisissa mittakaavoissa. Kysely toteutettiin internetkyselynä. Linkki kyselyyn lähetettiin 214 suomalaiselle ekologiseen kytkeytyneisyyteen liittyvän politiikan asiantuntijalle, joista 47 vastasi. Aineistoa analysoitiin kvantitatiivisesti ja kvalitatiivisesti. Tilastoanalyysien päämenetelmät olivat toistomittaus ANOVA ja klusterianalyysi. Sanallisille aineistoille tehtiin sisällönanalyysi. Asiantuntijat pitivät kytkeytyneisyyden ekologista merkitystä suurempana, kuin mitä kytkeytyneisyyden käytännön toteutus on. Pinta-alaltaan suurialaisten politiikkakeinojen koettiin edistävän ekologista kytkeytyneisyyttä parhaiten ja pienialaisten ja urbaanien keinojen vähiten. Politiikkakeinoilla on suurempi potentiaali edistää ekologista kytkeytyneisyyttä, kuin mikä on niiden tämän hetken toteutuksen merkitys ekologiselle kytkeytyneisyydelle. Biodiversiteetin suojelun integrointi osaksi muita politiikkasektoreita koettiin tärkeäksi. Vihreän infrastruktuurin toteutuksessa perinteiseen luonnonsuojeluun liittyviä näkökohtia pidettiin tärkeämpänä kuin ekosysteemipalveluiden korostamista. Vihreän infrastruktuurin mahdollisuuksiin vaikuttaa positiivisesti luonnonsuojelupolitiikkaan uskottiin varovasti.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science

Department of Biological and Environmental Science

Ecology and Evolutionary Biology

Salomaa, A.: Policy instruments that promote connectivity and green infrastructure approach: How to conserve biodiversity?

Master of Science Thesis: 109 p.

Supervisors: Prof. Janne Hukkinen, prof. Janne Kotiaho, doc. Riikka Paloniemi

Inspectors:

November 2013

---

Key Words: biodiversity loss, conservation policy, ecological connections, environmental governance, Finland, functional connectivity, policy instrument, resilience

## ABSTRACT

We have not succeeded to halt biodiversity loss despite international agreements. Conserving ecological connectivity is crucial when conserving biodiversity in the long run. This thesis studies policy instruments that promote ecological connectivity and conserve ecological processes. The aim of this study is to find out how Finnish environmental policy should be developed in order to promote ecological connectivity and biodiversity conservation. The research questions are: 1) How current nature conservation policy instruments promote ecological connectivity? 2) How policy instruments could promote ecological connectivity better? 3) Could green infrastructure approach help to conserve biodiversity? Ecological connectivity affects the biodiversity especially through species dispersal. The environment is governed by different policy instruments, which have various effects on ecological connectivity. The green infrastructure is a new policy approach that underlines holistic planning. The green infrastructure is ecologically connected network of green and blue spaces that produces ecosystem services. The data comes from a SCALES project survey on Securing the Conservation of Biodiversity Across Administrative Levels and Spatial, Ecological and Temporal Scales. A link to the web-based questionnaire was sent to 214 Finnish experts of ecological connectivity and 47 persons answered to the questions. The data was analysed quantitatively and qualitatively. The main analysis methods were repeated measures ANOVA and cluster analysis. Content analysis was done from qualitative data. The experts thought that ecological connectivity is more important than the current consideration shows. The policy instruments that promote ecological connectivity in the best way are the instruments, which have a wide spatial cover and urban and small-scale instruments are considered worse. The potential of policy instruments to promote ecological connectivity is higher than the current implementation demonstrates. The integration of biodiversity conservation to the other sector policies is considered important. Nature conservation was thought to be more important aspect than ecosystem services in implementation of green infrastructure. The respondent believed that green infrastructure has could have potential of enhancing nature conservation.

## **Esipuhe**

Tämä pro gradu -tutkielma on tehty kaksoisgraduna Helsingin yliopiston ympäristömuutoksen ja -politiikan sekä Jyväskylän yliopiston ekologian ja evoluutiobiologian pääaineisiin. Tämän takia gradu on tavallista gradua laajempi ja käsittelee poikkitieteellisesti molempien tieteenalojen kysymyksiä. Pro gradu on tehty yhteistyössä Suomen ympäristökeskuksen Ympäristöpolitiikkakeskuksen kanssa osana Biodiversiteetin turvaaminen monilla hallinnon tasoilla ja eri maantieteellisissä, ajallisissa ja ekologisissa mittakaavoissa (SCALES) -tutkimushanketta.

## Sisältö

### TIIVISTELMÄT

### ESIPUHE

<b>1. JOHDANTO.....</b>	<b>13</b>
<b>2. TEOREETTINEN VIITEKEHYS .....</b>	<b>16</b>
2.1. Luonnon monimuotoisuus ja ekologinen kytkeytyneisyys .....	16
2.1.1. Keskeiset käsitteet: luonnon monimuotoisuus ja kytkeytyneisyys.....	16
2.1.2. Kytkeytyneisyyden arvioiminen .....	22
2.1.3. Monimuotoisuus Euroopassa ja Suomessa.....	24
2.2. Luonnonsuojelupolitiikka.....	26
2.2.1. Keskeiset käsitteet: Ympäristöpolitiikan keinot .....	26
2.2.2. Luonnonsuojelu- ja ympäristöpolitiikkakeinojen vaikutuksen arvioiminen.....	27
2.2.3. Luonnonsuojelupolitiikka Euroopassa ja Suomessa.....	29
2.2.3.1. Kytkeytyneisyys EU:n ja Suomen luonnonsuojelupolitiikassa .....	29
2.2.3.2. Luonnonsuojelupolitiikan keinot Suomessa .....	32
2.3. Vihreä infrastruktuuri .....	35
2.3.1. Keskeiset käsitteet: Vihreä infrastruktuuri ja sen merkitys ympäristöpolitiikassa .....	35
2.3.1.1. Ekosysteemipalvelut .....	35
2.3.1.2. Vihreä infrastruktuuri.....	37
2.3.1.3. Luonnon monimuotoisuuden, ekosysteemipalveluiden ja vihreän infrastruktuurin suhteet .....	41
2.3.2. Ekosysteemipalveluiden ja vihreän infrastruktuurin arvioiminen.....	44
2.3.3. Vihreä infrastruktuuri Euroopassa ja Suomessa.....	46
<b>3. AINEISTO JA MENETELMÄT.....</b>	<b>48</b>
3.1. Käsitteiden määrittely kyselyssä .....	48
3.2. Vastajat .....	49
3.3. Analysointimenetelmät.....	51
3.4. Aineiston luotettavuus .....	55
<b>4. TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU .....</b>	<b>57</b>
4.1. Kuinka hyvin nykyiset luonnonsuojelupolitiikan keinot edistävät ekologista kytkeytyneisyyttä.....	57
4.1.1. Tulokset .....	57
4.1.1.1. Kytkeytyneisyyden määritelmät ja tärkeys .....	57
4.1.1.2. Parhaat ja huonoimmat keinot .....	59
4.1.1.3. Poliittikkakeinot ryhmittäin .....	60
4.1.2. Tulosten tarkastelu.....	71
4.2. Miten luonnonsuojelupolitiikan keinot voisivat edistää ekologista kytkeytyneisyyttä paremmin .....	74
4.2.1. Tulokset .....	74
4.2.1.1. Poliittikkasektoreiden integraatio ja toimivien keinojen ominaisuudet .....	74
4.2.1.2. Arviointi ja suunnittelumenetelmät.....	76
4.2.2. Tulosten tarkastelu.....	78
4.3. Voiko vihreän infrastruktuuri -lähestymistapa auttaa luonnon monimuotoisuuden suojelussa.....	80
4.3.1. Tulokset .....	80



4.3.2. Tulosten tarkastelu.....	86
<b>5. JOHTOPÄÄTÖKSET.....</b>	<b>89</b>
5.1. Tutkimuksen merkitys .....	89
5.2. Käsitteiden määrittelyn vaikutus arviointiin ja toteutukseen .....	89
5.3. Ekologisen kytkeytyneisyyden edistäminen politiikkakeinojen avulla.....	91
5.4. Vihreän infrastruktuurin mahdollisuudet ja haasteet monimuotoisuuden suojelussa.....	94
5.5. Luonnon monimuotoisuuden suojelu osana globaalin ympäristökriisin ratkaisua .....	98
5.6. Yhteenveto johtopäätöksistä.....	100
<b>KIITOKSET .....</b>	<b>101</b>
<b>KIRJALLISUUS.....</b>	<b>102</b>
<b>LIITE 1: Analysoidut kysymykset</b>	

## 1. JOHDANTO

Luonnon monimuotoisuuden vähenemistä ei ole saatu pysäytettyä monimuotoisuuden suojelemiseen pyrkivistä kansainvälisistä sopimuksista huolimatta, eikä Euroopan Unionin tavoitetta pysäyttää luonnon monimuotoisuuden köyhtyminen vuoteen 2010 mennessä ole vielä saavutettu (Biologista monimuotoisuutta koskeva yleissopimus 1994, Euroopan komissio 2010). Suomessa vuonna 2010 julkaistun kolmannen lajien uhanalaisuusarvioinnin mukaan 10,5 % arvioiduista lajeista ja alemman tason eliöryhmistä oli uhanalaisia (Rassi ym. 2010). Lajien sukupuuttoon kuoleminen nopeus on kasvanut jopa 1000-kertaiseksi viimeisen parin sadan vuoden aikana (Millennium Ecosystem Assessment, MEA 2005). Biodiversiteetin häviäminen on niin nopeaa, että joidenkin arvioiden mukaan se on jo ylittänyt ihmisen kannalta turvallisen rajan (Rockström ym. 2009). Ihminen on riippuvainen ympäristöstään: luonnon monimuotoisuus mahdollistaa ihmisille välttämättömien palveluiden tuoton. Jatkuva luonnon monimuotoisuuden köyhtyminen osoittaa, että perinteiset luonnonsuojelupolitiikan keinot eivät ole olleet riittäviä turvatakseen biodiversiteetin säilymisen. Luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen on yksi haastavimmista ajankohtaisista ympäristöongelmista. Tämän pro gradu -tutkimuksen tarkoituksena on selvittää, kuinka luonnon monimuotoisuutta voitaisiin suojella nykyistä paremmin.

Biodiversiteetillä tarkoitetaan elävän luonnon monimuotoisuutta, mutta termille ei ole yhtä tiukkaa tieteellistä määritelmää. Yleisesti biodiversiteetin katsotaan jakautuvan kolmeen tasoon: lajien sisäiseen eli geneettiseen monimuotoisuuteen, lajien väliseen monimuotoisuuteen ja ekosysteemien monimuotoisuuteen (Wilson 1988). Ekosysteemit ovat eliöiden ja elottoman ympäristön muodostamia toiminnallisia kokonaisuuksia. Eläimistö ja kasvisto ovat perinteisesti olleet biodiversiteetistä suurimman mielenkiinnon kohteena. Perimmäinen syy biodiversiteetin häviämiseen on ihmispopulaation koko ja kulutuksen jatkuva kasvu. Biodiversiteetin häviämisen syiksi tavallisesti luetellaan niistä johtuvia asioita, kuten elinympäristöjen häviäminen, niiden laadun huononeminen ja pirstaloituminen (Hanski 1998). Näitä haitallisia prosesseja aiheuttavat erityisesti maankäyttö, ilmastonmuutos, vieraslajit, lajien kestämatön käyttö ja saastuminen (MEA 2005). Ihmisten vaikutus ympäristöön on kasvanut huomattavasti viimeisten vuosisatojen aikana. 1700-luvulla biosfäärin mantereinen osuus oli pääosin villiä, mutta 2000-luvulla jo yli puolet oli ihmisen suoran vaikutuksen alaisena (Ellis ym. 2010). Ihmisen suuren vaikutuksen takia onkin käynnissä olevasta ajasta alettu puhuta antroposeeninä eli ihmisen vaikutuksen aikakautena (Steffen ym. 2011). Pitkään asuttuna ollut eurooppalainen maisema on hyvin pirstaloitunutta (Kettunen ym. 2007). Kun tiettyä habitaattia on olemassa vain vähän, pirstaloituminen estää lajin säilymisen pitkällä aikavälillä (Rybicki ja Hanski 2013). Pirstaloituminen aiheuttaa siten merkittävän uhan biodiversiteetin säilyttämiselle.

Ekologisella kytkeytyneisyydellä (*ecological connectivity*) tarkoitetaan useimmiten samanlaisten elinympäristöjen kytkeytyneisyyttä, mikä on välttämätöntä niin lajien kuin ekosysteemien prosessienkin kannalta. Kytkeytyneisyys voi olla rakenteellista tai toiminnallista. Tässä tutkimuksessa tarkastelen ekologista kytkeytyneisyyttä erilaisista määritelmistä käsin; lajispesifinen kytkeytyneisyys, maisematason kytkeytyneisyys ja ekosysteemien prosessien kytkeytyneisyys (Lindenmayer & Fischer 2006). Kytkeytyneisyyden lisääminen auttaisi vastaamaan biodiversiteetin häviämisen ongelmaan (Bailey 2007). Jopa kytkeytyneisyyden heikkenemisen pysäyttämällä olisi todennäköisesti positiivisia vaikutuksia. Kytkeytyneisyys nähdäänkin oleellisena keinona tavoiteltaessa biodiversiteettikadon pysäyttämistä (Biologista monimuotoisuutta koskeva yleissopimus 2010, strateginen tavoite C, tavoite 11). Monimuotoisuuden suojelun

kannalta kytkeytyneisyys, joka mahdollistaa lajien liikkumisen habitaattilaikkujen välillä, on ratkaisevan tärkeää. Kytkeytyneisyys ei kuitenkaan ole yksiselitteistä, sillä kytkeytyneisyyden lisääntyminen toiselle lajille voi lisätä toisen lajin kokemaa pirstoutuneisuutta. Kytkeytyneisyys voi auttaa lajeja säilymään ilmaston muuttuessa ja toisaalta monimuotoisuuden säilyminen voi auttaa ihmistä sopeutumaan ilmastomuutokseen. Ekologisen kytkeytyneisyyden käsitettä ja merkitystä biodiversiteetin suojelulle tarkastellaan tarkemmin myöhemmin, teoreettisen viitekehyksen kytkeytyneisyyden ekologista merkitystä käsittelevässä luvussa.

Ihmisen ympäristön hyödyntämistä hallitaan ja luontoa suojellaan erilaisten politiikkakeinojen avulla. Politiikkakeinot ovat instrumentteja, joita hallitukset käyttävät politiikan tavoitteiden toteuttamiseen. Perinteiset luonnonsuojelupolitiikan keinot ovat keskittyneet lajien suojeluun ja suojelualueiden perustamiseen. Jotta biodiversiteetti saataisiin säilymään pitkällä aikavälillä, tulee huomio kiinnittää ekosysteemien prosessien säilyttämiseen. Toimiakseen pitkällä aikavälillä suojelun pitää pystyä säilyttämään evolutiiviset prosessit (Pullin 2002). Tieteellisessä kirjallisuudessa puhutaan esimerkiksi maisematon suojelusta ja evolutiivisesta resilienssistä eli kyvystä palautua ja vastustaa häiriötilanteita (Pullin 2002, Srgo ym. 2011).

Politiikkakeinoilla voidaan suojella biodiversiteettiä joko suojelemalla pinta-alaa, turvaamalla kytkeytyneisyyttä tai ennallistamalla alueita. Myös saastumisen ehkäisy vaikuttaa monimuotoisuuden säilyttämiseen. Ymmärtämällä millainen vaikutus politiikkakeinoilla on lajien liikkumisen kannalta tärkeään ekologiseen kytkeytyneisyyteen, ja käyttämällä positiivisesti vaikuttavia keinoja, voidaan monimuotoisuutta suojella paremmin. Politiikkakeinoja käsitellään tarkemmin teoreettisen viitekehyksen luonnonsuojelun politiikkakeinoja käsittelevässä luvussa. Ympäristön käytön hallinta tapahtuu useiden eri politiikkasektoreiden kautta. Luonnonsuojelun kokonaissuunnittelu on erittäin tärkeää, jotta luonnon monimuotoisuus ja prosessit voitaisiin säilyttää yhtäaikaaisesti luonnonvarojen käytön kanssa (Halme & Kotiaho 2013). Sosiaalisesti ja ekologisesti kestävä tulevaisuuden saavuttamiseksi tulisi tutkimuksessa keskittyä hallintaan, joilla käytännössä mahdollistetaan kestävät ratkaisut ja monet yhtäaikaiset toiminnot (DeFries ym. 2012). Tässä tutkimuksessa tarkastelen vihreä infrastruktuuri -lähestymistapaa, joka voisi toimia kokonaissuunnittelun työkaluna (Mazza ym. 2011).

Vihreällä infrastruktuurilla tarkoitetaan usein suunnitelmallisesti rakennettuja tai säilytettyjä toisiinsa kytkeytyneitä viher- ja vesialueita, jotka mahdollistavat ekosysteemien prosessit ja tuottavat siten ihmiselle välttämättömiä ekosysteemipalveluita. Ekosysteemipalveluita ovat esimerkiksi ruoan ja puhtaan veden sekä ilman tuotto (Millennium Ecosystem Assessment, MEA 2003). Monimuotoisuuden suojelu on myös osa vihreän infrastruktuurin tavoitteita. Vihreä infrastruktuuri on siten läheinen käsite ekologisen kytkeytyneisyyden kanssa, vaikka huomattavana erona ovatkin jo määritelmään sisältyvät hyödyt ihmisille. Vihreän infrastruktuurin ajatellaan tuottavan hyötyjä yhteiskunnalle mahdollistamalla hyödylliset ekosysteemien prosessit, samalla tavalla kuin ”harmaa” infrastruktuuri mahdollistaa yhteiskunnan toiminnan.

MEA (2003) jakaa ekosysteemipalvelut tuotantopalveluihin, sääteleviin palveluihin, kulttuuripalveluihin ja ylläpitäviin palveluihin. Myös ihmisille suoraa hyötyä tuottava habitaattien säilyttäminen voidaan laskea omaksi ekosysteemipalvelutyypikseen (TEEB 2010, European Environment Agency 2011 s. 8). Yhteiskunnan toiminnan oheisvaikutukset, kuten hiilidioksidipäästöt ja saastuttaminen, heikentävät useiden ekosysteemipalveluiden tuottoa ja toisaalta lisäävät tarvetta toisille ekosysteemipalveluille, kuten ilman hiilen sidonnalle. Esimerkkejä vihreän infrastruktuurin tuottamista tuotantopalveluista on puhtaan veden tuotto, säätelevistä ekosysteemipalveluista

kaupunkien kuumenemisen (*urban heat island effect*) lievittäminen ja kulttuuripalvelusta vapaa-ajanviettomahdollisuudet luonnossa (European Environment Agency 2011 s. 8).

Vihreään infrastruktuuriin kuuluvat muun muassa toisiinsa linkittyneet puistot, luonnonsuojelualueet ja joet. Vihreän infrastruktuurin sijasta voidaan puhua myös erikseen vihreästä ja sinisestä infrastruktuurista, mutta tässä tutkimuksessa sisällytän vesielementit vihreään infrastruktuuriin. Tässä tutkimuksessa ymmärrän vihreän infrastruktuurin ensisijaisesti lähestymistavaksi, jolla pyritään säilyttämään ekosysteemien prosessit eli tuottamaan ekosysteemipalveluja ja säilyttämään luonnon monimuotoisuus. Vihreän infrastruktuurin politiikkaa ei ole vielä virallisesti toteutettu Suomessa. Käsitteen määritelmistä ja toteutuksesta muissa maissa keskustellaan lisää teoreettisen viitekehyksen vihreää infrastruktuuria käsittelevässä luvussa.

Vihreä infrastruktuuri nähdään Euroopan Unionin tasolla olennaisena osana pyrkimystä monimuotoisuuden suojeluun. EU:n biodiversiteettistrategiassa vuoteen 2020 ilmaistiin tarve kehittää vihreän infrastruktuurin strategia 2012 mennessä ekosysteemien ja niiden palveluiden turvaamiseksi (Euroopan Komissio 2011a). Komission tiedonanto ”Vihreä infrastruktuuri (GI) – Euroopan luonnonpääoman parantaminen” julkaistiin toukokuussa 2013 (Euroopan komissio 2013), ja tulevaisuudessa strategiaa todennäköisesti tullaan soveltamaan myös Suomessa. On tärkeää pohtia vihreä infrastruktuuri -lähestymistavan vaikutuksia luonnon monimuotoisuuden säilyttämiseen yleisesti sekä maamme luonnon ja eliöstön ominaispiirteet huomioonottaen. Vihreän infrastruktuurin suunnittelu voisi mahdollistaa paremman ilmastonmuutokseen sopeutumisen ja sen haitallisten vaikutusten vähentämisen tulevaisuudessa, eli lisätä ekosysteemien resilienssiä. Vihreän infrastruktuurin, biodiversiteetin, ekosysteemipalveluiden ja ekologisen kytkeytyneisyyden käsitteet ovat monitulkintaisuutensa lisäksi monimittakaavaisia sekä ajan että tilan suhteen.

Tutkimuksessa biodiversiteetin säilyttämisen tavoitetta lähestytään ekologista kytkeytyneisyyttä edistävien politiikkakeinojen kautta. Tutkimuksessa tarkastelen erilaisten luonnonsuojelupolitiikan keinojen toimivuutta ja sitä, kuinka ne voisivat edistää ekologista kytkeytyneisyyttä sekä suojella monimuotoisuutta paremmin. Esimerkkinä mahdollisesta parannuksesta tarkastelen nousevan vihreä infrastruktuuri -lähestymistavan mahdollisuuksia suojella monimuotoisuutta. Koska ekologisen kytkeytyneisyyden ja vihreän infrastruktuurin käsitteet eivät ole yksiselitteisiä, tutkimuskysymyksiin vastaamisen lisäksi tavoitteena on selvittää, mitä vastaajat ymmärtävät käsitteillä.

Tutkimuskysymykset ovat:

- 1. Kuinka hyvin nykyiset luonnonsuojelupolitiikan keinot edistävät ekologista kytkeytyneisyyttä?**
- 2. Miten luonnonsuojelupolitiikan keinot voisivat edistää ekologista kytkeytyneisyyttä paremmin?**
- 3. Voiko vihreä infrastruktuuri -lähestymistapa auttaa luonnon monimuotoisuuden suojelussa?**

Johdantolukua seuraava teoreettinen viitekehys koostuu kolmesta toisiinsa linkittyvästä osa-alueesta, jotka ovat 1) luonnon monimuotoisuus ja ekologinen kytkeytyneisyys 2) luonnonsuojelupolitiikka ja 3) vihreä infrastruktuuri. Kaikissa osa-alueissa käsittelem ensin keskeisiä käsitteitä. Seuraavaksi käsittelem arvioimisen menetelmiä, joilla on suuri merkitys toteutuksen kannalta. Kolmanneksi käsittelem esimerkkejä toteutuksesta eli tilannetta Euroopassa ja Suomessa.

Teoreettisen viitekehyksen jälkeen esittelen aineiston ja menetelmät, jonka jälkeen kerron tutkimuksen tulokset ja tarkastelen niitä. Tulokset ja tulosten tarkastelu -luku

jakaantuu kolmeen alalukuun kolmen tutkimuskysymysten mukaan. Viimeisessä luvussa käsittelemme tutkimuksen johtopäätöksiä.

## 2. TEOREETTINEN VIITEKEHYS

### 2.1. Luonnon monimuotoisuus ja ekologinen kytkeytyneisyys

Ensimmäisessä alaluvussa kuvaan aluksi luonnon monimuotoisuuden käsitettä sekä sen syntyyn ja säilymiseen vaikuttavia prosesseja. Sen jälkeen esittelen kytkeytyneisyyden määritelmiä ja käsitteelle esitettyä kritiikkiä. Seuraavissa alaluvuissa käsittelemme kytkeytyneisyyden arvioimista sekä kytkeytyneisyyttä ja monimuotoisuutta Suomessa ja Euroopassa.

#### 2.1.1. Keskeiset käsitteet: luonnon monimuotoisuus ja kytkeytyneisyys

Luonnon monimuotoisuuden säilymisellä tarkoitan tässä tutkimuksessa tilannetta, jossa uusien lajien synnyn ja sukupuuttoon kuoleminen nopeus vastaa luontaista nopeutta ilman ihmisen sitä muuttavaa vaikutusta. Monimuotoisuuden säilyttämisellä tarkoitetaan kokonaisbiodiversiteetin säilyttämistä. Paikallisesti tarkasteltuna myös lajiston koostumuksella on merkitystä eli monimuotoisuuden säilymiseksi ei katsota tilannetta, jossa lajimäärä säilyisi paikallisesti, mutta lajisto muuttuisi ihmisen vaikutuksen takia. Tässä tutkimuksessa käyttämäni kytkeytyneisyyden käsitteeseen liittyy aina eliöiden läsnäolo, sillä monimuotoisuuden säilyminen eikä ekosysteemien prosessien toiminta ei ole mahdollista ilman lajien toiminnallista kytkeytyneisyyttä.

Usein biodiversiteetti jaetaan kolmeen tasoon: geneettinen, laji- ja yhteisötaso (Wilson 1988). Tasoja voidaan nähdä olevan myös useampia, esimerkiksi Noss (1990) jakaa biodiversiteetin neljään tasoon: alueellinen maisemataso, yhteisö-ekosysteemitaso, populaatio-lajitaso ja geneettinen taso. Biologista monimuotoisuutta koskevassa YK:n yleissopimuksessa biologisella monimuotoisuudella tarkoitetaan ”--kaikkiin, kuten manner-, meri- tai muuhun vesiperäiseen ekosysteemiin tai ekologiseen kokonaisuuteen kuuluvien elävien eliöiden vaihtelevuutta; tähän lasketaan myös lajin sisäinen ja lajien välinen sekä ekosysteemien monimuotoisuus” (Biologista monimuotoisuutta koskeva yleissopimus 1994, 2 artikla).

Jotta voidaan tutkia miten monimuotoisuus saataisiin säilytettyä, pitää ymmärtää millaisten prosessien kautta monimuotoisuus syntyy. Vellendin (2010, käänös AS) yhteisöteoriaa lainaten: ”yhteisöihin tulee lisää lajeja lajiutumisen ja leviämisen kautta ja lajien runsaussuhteisiin vaikuttavat ajautuminen, luonnonvalinta ja jatkuva muutto”. Yhteisön lajien monimuotoisuuteen eli lajilukumäärään ja -koostumukseen vaikuttaa neljä prosessia: 1) valinta 2) ajautuminen 3) lajiutuminen ja 4) leviäminen (Vellend 2010). Ekologiset yhteydet eli toiminnallinen kytkeytyneisyys vaikuttaa erityisesti viimeksi mainittuun, mutta pitkällä aikavälillä myös lajiutumiseen, jos ekologisen yhteyden katkeaminen muodostaa tarpeeksi eristäytyneitä populaatioita. Kytkeytyneisyys voi myös epäsuorasti vaikuttaa valintaan mahdollistamalla uusien lajien tulon alueelle tai muuttamalla lajien välisiä suhteita, ja vaikuttaa ajautumiseen yhteisön kokoon muuttumisen kautta. Toiminnallinen kytkeytyneisyys on siis erittäin tärkeää biodiversiteetin säilymiselle. Lajien leviämisen vaikutuksia tarkasteltaessa pitää myös muiden prosessien, erityisesti valinnan ja ajautumisen, vaikutukset ottaa huomioon (Vellend 2010).

Hyvin tunnettuja leviämisen vaikutuksia tutkivia teorioita ovat McArthurin & Wilsonin (1967) saarimaantieteellinen teoria ja Hubbellin (2001) eliömaantieteen ja biodiversiteetin neutraalteoria. Saarimaantieteellinen teoria kuvaa lajimäärän ja pinta-alan

positiivista korrelaatiota: mitä suurempi saari on, sitä enemmän siellä on lajeja, ja toisaalta mitä kauempana saari on mantereesta, sitä vähemmän siellä on lajeja – lajimäärä riippuu siis muutoista ja sukupuutoista (McArthur & Wilson 1967). Saarimaantieteellisen teoria on suunnannut huomion maisematason prosesseihin, elinympäristön pinta-alan ja eristyneisyyden pohdintaan, mutta teorian yleistystä mantereisiin elinympäristöihin on myös kritisoitu. Hubbellin (2001) mukaan satunnaisvaihtelu selittää suurimman osan eliöyhteisöjen koostumuksen ja runsauden vaihtelusta, eikä ekologisilla prosesseilla olisi niin suurta merkitystä. Teoriaa on kritisoitu oletuksista, jotka eivät vaikuta pätevän todellisuudessa.

Monimuotoisuuden säilymistä ja leviämisen vaikutuksia tutkivia teorioita pitäisi laajentaa vallitsevan antroposeenin takia ottamaan huomioon myös ihmisten vaikutukset. Tässä tutkimuksessa pyrin tekemään sen osaltani avaamalla politiikkakeinojen vaikutuksia kytkeytyneisyyteen ja monimuotoisuuden säilyttämiseen. Tässä tutkimuksessa oletan, että yhteiskunta ja luonto muodostavat monimutkaisen sosio-ekologisen järjestelmän, jossa ekologisilla prosesseilla, sekä erityisesti ihmisen vaikutuksella niihin, on oleellinen merkitys monimuotoisuuden säilymisen kannalta.

Lajien muuttuminen ja uusien lajien synty tapahtuvat luonnonvalinnan kautta. Evoluutio on geenien eri muotojen frekvenssien muuttumista populaatiossa sekä kokonaan uusien geenimuotojen syntymistä mutaatioiden seurauksena. Alueiden kytkeytyneisyys vaikuttaa lajien leviämisen kautta lajien monimuotoisuuden lisäksi myös geneettiseen monimuotoisuuteen. Geneettistä monimuotoisuutta ei kuitenkaan juuri oteta huomioon luonnonsuojelun suunnittelussa, vaikka geneettinen monimuotoisuus on yksi monimuotoisuuden osa-alue ja olennaisen tärkeää lajien säilymiselle pitkällä aikavälillä (Laikre 2010). Lajimäärä ja geneettinen monimuotoisuus eivät aina korreloi positiivisesti (Vellend & Geber 2005, Kahilainen ym. julkaisematon). Kytkeytyneisyys lisää geenivirtaa, mutta se voi myös vähentää tarkasteltavan lajin geneettistä monimuotoisuutta jos kytkeytyneisyyden tuoma lajimäärän lisääntyminen pienentää tietyn lajin populaatiokokoa. Geneettinen monimuotoisuus voi myös lisääntyä kilpailevien lajien määrän lisääntyessä (Ranta ym. 2009). Alueiden kytkeytyneisyyden lisäksi alueen pinta-ala, heterogeenisyys ja ympäristöolosuhteet vaikuttavat lajien ja geneettisen monimuotoisuuden korrelaatioon (Vellend & Geber 2005, Kahilainen ym. julkaisematon). Kytkeytyneisyyden vaikutus lajien ja geneettisen monimuotoisuuden suhteeseen tietyllä hetkellä riippuu tarkasteltavasta lajista, eikä kytkeytyneisyyden merkitys paikallisen populaation geneettiselle monimuotoisuudelle ole yksiselitteinen (Vellend & Geber 2005, Kahilainen ym. julkaisematon). Pitkällä aikavälillä kytkeytyneisyys on kuitenkin välttämätöntä luonnon monimuotoisuuden, myös geneettisen monimuotoisuuden, säilymiselle.

Luonnon monimuotoisuuden siis oletetaan lisäävän ekosysteemien toimintojen vakautta (Cardinale ym. 2012). Monimuotoisuus mahdollistaa evoluution ja lisää ekosysteemien resilienssiä. Resilienssillä tarkoitetaan systeemin kapasiteettia kestää häiriöitä ja järjestäytyä uudelleen, niin että sen toiminnot, rakenne, identiteetti ja takaisinkytkennät säilyvät samoina (Walker ym. 2004). Sgrò ym. (2011) ovat kehittäneet evolutiivisen resilienssin termin kuvaamaan evolutiivisten prosessien korostamisen tärkeyttä luonnonsuojelussa. Evolutiivisen resilienssin suojele geneettisen monimuotoisuuden suojelelun kautta on tärkeää, koska adaptiivinen geneettinen monimuotoisuus mahdollistaa eliön kyvyn sopeutua uuteen ympäristöön (Sgrò ym. 2011). Kytkeytyneisyyden ja geenivirran lisääminen ympäristögradienttien yli ovat tärkeitä evolutiivisen resilienssin saavuttamiseksi (Sgrò ym. 2011). Evolutiivinen resilienssi on erityisen tärkeää ympäristöolosuhteiden muuttuessa, kuten nyt ilmastonmuutoksen takia (Sgrò ym. 2011). Sgrò ym. (2011) ehdottavat jopa yksilöiden siirtoa alueelta toiselle tietyissä tapauksissa geneettisen resilienssin säilyttämiseksi ilmastonmuutoksen aikana.

Populaation koko on tärkeä populaation resilienssiä lisäävä tekijä. Kytkeytyneisyys lisää ekosysteemin resilienssiä, sillä jos alue ei ole populaation elinkyvyn kannalta tarpeeksi suuri, eikä kytkeytynyt muihin alueisiin, johtaa tilanne lajien sukupuuttoon kuolemiseen. Sosio-ekologisten systeemien resilienssiin vaikuttaa erilaisten toiminnallisten lajiryhmien olemassaolo sekä saman toiminnallisen ryhmän häiriövasteiden monimuotoisuus (Walker ym. 2006). Resilientit ekosysteemit lisäävät samalla myös sosio-ekologisten systeemien resilienssiä. Biodiversiteetti voidaankin nähdä luonnon vakuutuspalveluna (Yachi ja Loreau 1999).

Lajien monimuotoisuuteen vaikuttavat alueen koko, alueen laatu, alueiden sijoittuminen spatiaalisesti ja alueen heterogeenisyys (Hodgson ym. 2009, Hodgson ym. 2011). Monet lajit tarvitsevat suuria yhtenäisiä alueita elinympäristökseen. Suuri pinta-ala tarkoittaa myös tavallisesti, että alue on heterogeenistä eli että siellä on enemmän erilaisia elinympäristöjä eli habitaatteja, ja että alueella on enemmän resursseja. Pirstaloituminen voi lisätä paikallista monimuotoisuutta lisäämällä alueelle erilaisia elinympäristöjä. Ekosysteemien prosessien ja ekosysteemipalvelujen tuotto kuitenkin häiriintyy pirstaloituneessa ympäristössä, osin myös pinta-alan vähenemisen takia. Pirstaloituneessa maisemassa lajit eivät välttämättä pysty muuttamaan niille sopivaan elinympäristöön vanhan elinympäristön muuttuessa sopimattomaksi, kuten voi käydä ilmastonmuutoksen takia (Kettunen ym. 2007).

Erityisen tärkeää kytkeytyneisyyden tarkastelu onkin juuri ihmisten aiheuttaman habitaattien pirstoutumisen takia. Kytkeytyneisyyden erillisen merkityksen selvittäminen ei ole aina helppoa, sillä habitaatin pirstaloituminen tapahtuu useimmiten yhtäaikaaisesti habitaatin pinta-alan väheneminen kanssa. Pirstoutumisella on tarkoitettu erilaisia asioita, esimerkiksi habitaatin koon vähenemistä tai jakautumista erillisiin osiin (Fahrig 2003, Lindenmayer & Fischer 2006). Pirstoutumisen käsitteen käytössä tulisi olla tarkka; jotta maankäytön haitallisia vaikutuksia biodiversiteettiin voitaisiin vähentää, pitää ymmärtää mihin prosesseihin se vaikuttaa (Fahrig 2003, Lindenmayer & Fischer 2006). Tarkemmin katsottuna pirstoutumista käytetään tarkoittamaan kolmen yläkäsitteen alle sopivia muutoksia: biologisen järjestäytymisen, maanpeitteen ja kytkeytyneisyyden muutoksia (Lindenmayer & Fischer 2006). Maanpeitteen osalta on merkitystä sillä, mietitäänkö yleisesti maanpeitetyyppejä vai tietyille lajille sopivan elinympäristön esiintymistä (Lindenmayer & Fischer 2006). Yksistäänkin habitaattien pirstoutuminen on haitallista useille lajeille ja siten lisää sukupuuttoja (Wilcox & Murphy 1985, Rybicki ja Hanski 2013). Tosin esimerkiksi Fahrig (2003) mukaan empiiristen todisteiden perusteella pirstoutumisen korrelaatio monimuotoisuuden kanssa ei ole selkeä ja se voi olla myös positiivinen. Kuitenkin pitää huomata, että Fahrig (2003) ei kirjallisuuskatsauksessaan erotellut rakenteellista ja toiminnallista kytkeytyneisyyttä toisistaan.

Taylor ym. (1993) esittävät yleisesti käytetyn kytkeytyneisyyden määritelmän: maisematason kytkeytyneisyys kuvaa astetta, jolla maiseman rakenne helpottaa tai estää lajien liikkumisen resursseja sisältävien laikkujen välillä. Kytkeytyneisyydelle on esitetty kirjallisuudessa kolmeen päätyyppiin jakautuvia määritelmiä; lajispesifisen näkökulman lisäksi ekologinen kytkeytyneisyys voidaan käsittää myös maisematason kytkeytyneisyytenä tai lajien liikkumisen lisäksi muut ekosysteemien prosessit mahdollistavana kytkeytyneisyytenä. Lindenmayer & Fischer (2006) ehdottavat, että kytkeytyneisyyden määritelmiä tulisi käyttää seuraavasti: 1) habitaattien kytkeytyneisyys on lajikohtainen käsite 2) maiseman kytkeytyneisyydellä tarkoitetaan kasvillisuuspeitettä 3) ekologisella kytkeytyneisyydellä tarkoitetaan ekologisten prosessien kytkeytyneisyyttä. Lindenmayer & Fischer (2006) selkeästi tarkoittavat ekologisilla prosesseilla myös prosesseja, joissa on mukana fysikaaliskemiallinen ympäristö. Ekologisilla prosesseilla voidaan joskus myös ymmärtää tarkoitettavan pelkästään lajeihin liittyviä prosesseja. Siksi

tässä tutkimuksessa käytän ekologisten prosessien sijasta ilmaisua ekosysteemien prosessien silloin, kun haluan alleviivata muita kuin lajeihin liittyviä prosesseja. Ekologisen kytkeytyneisyyden ymmärrän tarkoittavan kytkeytyneisyyttä, johon sisältyy lajien toiminnallinen kytkeytyneisyys, mutta samalla myös ekosysteemien prosessien kytkeytyneisyys.

Ekosysteeminäkökulman mukaiseen kytkeytyneisyyteen kuuluvat trofiasuhteisiin, häiriöprosesseihin ja vesien kiertoon liittyvä kytkeytyneisyys (Lindenmayer and Fischer 2006). Ekosysteemipalveluiden yhteydessä käytetään usein väljää kytkeytyneisyyden määritelmää, jolla tarkoitetaan ekosysteemipalvelujen tuoton mahdollistavaa alueiden kytkeytyneisyyttä. Määritelmä riippuu siitä, mitkä ekosysteemipalvelut ovat tarkastelun kohteena. Ekosysteemipalvelujen tuottamiseen vaikuttavat lajeihin liittyvien prosessien eli biottisten tekijöiden lisäksi myös abioottiset eli elottomat fysikaaliskemialliset prosessit.

Lindenmayerin & Fischerin (2006) maiseman kytkeytyneisyys tarkoittaa suunnilleen samaa kuin usein käytetty rakenteellinen kytkeytyneisyys (jotkut tutkijat viittaavat tähän englanniksi käsitteellä *ecological connectedness* tai *landscape connectivity*). Pelkän rakenteellisen kytkeytyneisyyden tarkastelu ei ole monimuotoisuuden suojelun kannalta mielekäästä, sillä siinä ei oteta lajinäkökulmaa huomioon. Vaikka toki alueiden välisen välimatkan lyhentyessä on todennäköistä, että yhä useammalle lajille alueet ovat myös toiminnallisesti kytkeytyneitä. Rakenteellinen kytkeytyneisyys tarkoittaa yksinkertaisimmillaan samanlaisten elinympäristötyyppien tai jopa vain viheralueiden kytkeytyneisyyttä kartalta tarkasteltuna.

Maankäytön suunnittelussa rakenteellisen kytkeytyneisyyden suunnittelu on helpompaa kuin toiminnallisen kytkeytyneisyyden, sillä rakenteellinen kytkeytyneisyys on helpommin mitattavissa, esimerkiksi ilmakuvista tai karttasovelluksista. Kytkeytyneisyys voidaan maankäytönsuunnittelussa toteuttaa suunnittelemalla ekologisista käytäviä, vaikka käytävä käsitteenä saattaa ohjata suunnittelemaan liian kapeita ja vähän käytettyjä liikkumisväyliä. Ekologiset käytävät eivät ole sama asia kuin kytkeytyneisyys, mutta voivat muodostaa osan maiseman kytkeytyneisyydestä (Tischendorf & Fahrig 2000). Maankäytön suunnittelussa kytkeytyneisyys voi tarkoittaa jopa pelkästään rakenteellista viheralueiden kytkeytyneisyyttä, jossa ei välttämättä edes erotella eri kasvillisuuspeitetyyppejä. Rakenteellisesta kytkeytyneisyydestä käytetään joskus myös nimityksiä viherväylä tai viheryhteydet. Maankäytön suunnittelun ”kytkeytyneisyys” ei siis välttämättä aina sisälly ollenkaan Lindenmayerin & Fisherin (2006) kytkeytyneisyyden määritelmiin.

Rakenteellinen kytkeytyneisyys ja toiminnallinen kytkeytyneisyys korreloivat usein keskenään, koska toiminnallisen kytkeytyneisyyden olemassaolo on todennäköisempää, kun alueiden välinen etäisyys pienenee. Rakenteellinen kytkeytyneisyys ei kuitenkaan välttämättä kerro toiminnallisesta kytkeytyneisyydestä, eikä toiminnallisesti kytkeytynyt alue ole aina ihmisnäkökulman mukaan rakenteellisesti kytkeytynyt. Toiminnallisella kytkeytyneisyydellä on sama merkitys kuin ekologisilla yhteyksillä tai ekologisella verkostolla eli lajin näkökulmasta tarkasteltuna lajin on mahdollista liikkua. Lajikohtainen habitaattien toiminnallinen kytkeytyneisyys riippuu tarkasteltavan lajin elinstrategiasta, etenkin sen tarvitsemasta habitaattityypistä ja habitaatin pinta-alasta sekä leviämiskyvystä. Saman elinympäristön lajeilla saattaa olla hyvinkin erilaiset liikkumisstrategiat. Habitaattien kytkeytyneisyys tarkoittaa eri asioita eri lajeille, sillä niiden leviämiskyky ja -strategiat sekä leviämisen mittakaava eroavat toisistaan.

Eliöt liikkuvat aktiivisesti ja/tai passiivisesti monenlaisilla tavoilla ja monenlaisissa mittakaavoissa (Nathan ym. 2008). Esimerkkejä lajien liikkumisesta ovat ruuan etsintä, dispersaali eli leviäminen, yksisuuntainen muutto, kaksisuuntainen muutto, invaasio, vaeltaminen ja kulkeutuminen (Nathan ym. 2008). Liikkumista on siis leviämisen lisäksi

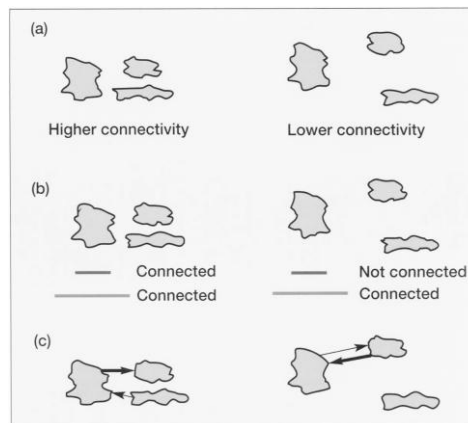


ruokailusta ja lisääntymisestä johtuva liikkuminen, ja siihen sisältyy myös säännöllinen tai epäsäännöllinen muutto. Erilaiset liikkumisstrategiat vaikuttavat siihen, miten eliöt vastaavat elinympäristön pirstoutumiseen. Toisten lajien kannalta tietty alue on kytkeytynyt ja toisten kannalta ei. Ekologinen kytkeytyneisyys on erityisen tärkeää lajeille, joiden elinstrategia perustuu uusille alueille leviämislle ja luonnollisen suksession alkuvaiheen elinympäristöissä elämiselle. Tavallisesti tällaiset lajit ovatkin hyviä leviämään. Ekologinen kytkeytyneisyys on erityisen tärkeää myös lajeille, joiden elinstrategia perustuu saalistajia parempaan leviämiskykyyn tai jotka esiintyvät metapopulaatioina. Eri lajeilla kytkeytyneisyyden ja muiden elinympäristön ominaispiirteiden tärkeys poikkeaa toisistaan. Vain lyhyitä etäisyyksiä leviävillä lajeille yhtenäisen suojelun alueen koko on tärkeämpi kuin alueiden kytkeytyneisyys (Laita ym. 2010). Yleisellä tasolla kilometrit ovat satoja metrejä sopivampi skaala luonnonsuojelun verkostojen kytkeytyneisyyttä mitattaessa (Laita ym. 2010). Kytkeytyneisyyttä on pienemmässä mittakaavassa esimerkiksi lajien leviäminen askelkivien (*stepping stones*) avulla.

Kytkeytyneisyys paranee yhdyselementtien määrän kasvaessa, välimatkan vähentyessä, alueen laadun parantuessa tai lähtö- ja tuloalueiden pinta-alan kasvaessa. Pitkällä aikavälillä toimiville prosesseille, kuten geenivirrälle, heikommatkin kytkökset ovat tärkeitä, koska tarkasteluajan kasvaessa harvinaisten tapahtumien todennäköisyys kasvaa (Laita ym. 2011). Metapopulaation kyky säilyä voi heikentyä vaikka kytkeytyneisyys olisi korkea, jos habitaattilaikut ovat pieniä (Moilanen & Hanski 2001). Metapopulaatiobiologiassa kytkeytyneisyys käsite liittyy muuttonopeuteen, populaatioiden väliseen geenivirtaan ja tyhjän habitaatin kolonisaationopeuteen (Moilanen & Hanski 2001). Kun halutaan säilyttää elinkelpoisia populaatioita, pitää kytkeytyneisyyden lisäksi ottaa huomioon muun muassa muutto, kolonisaatio ja sukupuutot (Moilanen & Hanski 2001).

Tischendorfin & Fahrigin (2000) mukaan maiseman kytkeytyneisyyteen sisältyy 1) maiseman rakenne ja 2) lajien maiseman käyttö, johon kuuluu kyky liikkua ja kuolleisuusriski erilaisissa maiseman elementeissä sekä liikkumisnopeus eri habitaattilaikkujen välillä. Taylorin ym. (1993) ja Tischendorfin & Fahrigin (2000) määrittelemään maiseman kytkeytyneisyyteen kuuluu ainakin osittain myös lajien toiminnallinen kytkeytyneisyys, toisin kuin Lindenmayerin & Fischerin (2006) ehdottamaan määritelmään. Tässä tutkimuksessa pitäydytään Lindenmayerin & Fischerin (2006) jaottelussa, jotta kolmen käytännön kannalta merkityksellisen pelkän rakenteellisen kytkeytyneisyyden erottelu olisi mahdollista.

Calabrese ja Fagan (2004) jakavat kytkeytyneisyyden kolmeen tyyppiin: 1) rakenteellinen kytkeytyneisyys 2) potentiaalinen kytkeytyneisyys 3) todellinen kytkeytyneisyys (Kuva 1). Jaottelu ei välttämättä ole teoreettisen ymmärtämisen kannalta selvin mahdollinen, mutta se tekee erilaisten kytkeytyneisyyden mittausten menetelmien, joita esittelen seuraavassa alaluvussa, ymmärtämisen helpommaksi. Rakenteellinen kytkeytyneisyys vastaa aiemmin määriteltyä rakenteellista kytkeytyneisyyttä. Potentiaalinen kytkeytyneisyys sijoittuu rakenteellisen ja lajien kokeman toiminnallisen kytkeytyneisyyden välimaastoon, sillä potentiaalisen kytkeytyneisyyden mittaustavoissa otetaan huomioon lajien kyky levitä. Todellinen kytkeytyneisyys vastaa realisoitunutta toiminnallista kytkeytyneisyyttä. Ekologiselle kytkeytyneisyydelle on esitetty myös muita määritelmiä tieteellisessä kirjallisuudessa (esim. Pierotti & Wildcat 2000). Erilaisten määritelmien eroista huolimatta kytkeytyneisyys on lajien kannalta olennaista ja sen suunnittelu on tarpeellista monimuotoisuuden suojelulle.



Kuva 1. Kytkeytyneisyyden kolme tyyppiä: a) rakenteellinen kytkeytyneisyys riippuu maisemaelementtien fyysisistä ominaisuuksista, b) potentiaalinen kytkeytyneisyys riippuu sekä fyysisistä ominaisuuksista että tarkastelussa olevan lajin leviämiskyvystä c) realisoitunut todellinen kytkeytyneisyys perustuu lajien havaittuihin liikkumisreitteihin (Calabrese & Fagan 2004).

Kytkeytyneisyyden merkitys käytännön luonnonsuojelulle on toisinaan kyseenalaistettu ja kytkeytyneisyyden ja pinta-alan suhteellisesta tärkeydestä keskusteltu paljon (esim. Hodgson ym. 2011). Kytkeytyneisyyden merkityksen kyseenalaistaminen liittyy tieteellisessä kirjallisuudessa käytyyn SLOSS (*single large or several small reserves*) -keskusteluun, jossa kiisteltiin siitä toimiiko yksi iso suojelualue vai useat pienet suojelualueet paremmin monimuotoisuuden suojelussa pirstaloituneessa ympäristössä. Kokonaisuudessaan kytkeytyneisyyden vaikutusten hyödyllisyyden todistamiseen liittyy enemmän epävarmuustekijöitä, kuin alueen koon ja laadun (Hodgson ym. 2009). Alueen laatu onkin oleellista lajien säilymisen kannalta, tosin alueen ollessa pieni sen laatu ei välttämättä säily pitkällä aikavälillä, esimerkiksi jos lajeilla ei ole liikkumisyhteyksiä muille alueille. Hodgson ym. (2011) ovat sitä mieltä, että laadukkaan alueen pinta-alan pitäisi olla tärkein tekijä priorisoitaessa suojelua, mutta kytkeytyneisyyden merkityksen ymmärtäminen on laajentanut suojelua yksittäisten alueiden suojelusta maisematasolle ja ottamaan huomioon tilanäkökulman.

Rybickin ja Hanskin (2013) simulaatiomallinnukset osoittavat, että jos jäljelle jäävän habitaatin osuus koko alueesta on suuri, ei pirstaloitumisella ole habitaatin vähenemisen lisäksi erillistä vaikutusta. Jos habitaattia on jäljellä vähän, pienten alueiden sijoittuminen klustereihin vähentää sukupuuttojen määrää verrattuna hajanaisesti sijoittuneisiin pieniin alueisiin (Rybicki ja Hanski 2013). Klusterien eli toisiinsa kytkeytyneiden elinympäristöjen potentiaali vähentää sukupuutto-riskiä kertoo kytkeytyneisyyden tärkeydestä. Suojelualueiden klusterointi on edullista etenkin sellaisten lajien kannalta, joiden kolonisaationopeus on suuri, ekologinen lokero laaja ja leviämismatkat suhteellisen lyhyitä (Rybicki ja Hanski 2013). Suojelualueiden klusterointi olisi kompromissi, joka auttaisi lajien säilymistä klustereiden sisällä ja liikkumista laajemmalla maisematasolla (Halme & Kotiaho 2013, Rybicki ja Hanski 2013).

Funktionaalisen eli toiminnallisen kytkeytyneisyyden lajikohtaisuus hankaloittaa luonnonsuojelun suunnittelua kytkeytyneisyyden kautta. Monista kytkeytyneisyyden vaikutuksista, esimerkiksi maisemarakenteen merkityksestä pitkän matkan leviämiselle ja kolonisaatiolle on vain vähän tietoa (Hodgson ym. 2011). Osin kytkeytyneisyyden arvostelu liittyy kytkeytyneisyyden erilaisiin määritelmiin, joita käsiteltiin edellä, ja käytännön suunnittelun ja mittaamisen vaikeuteen. Kytkeytyneisyydelle on myös vaikea löytää käytännöllisiä indikaattoreita (Mazza ym. 2011 s. 37). Mittaamisen menetelmiä ja haasteita käsitellään tarkemmin seuraavassa luvussa.

Osittain epävarmuus ekologisen kytkeytyneisyyden hyödyllisyydestä luonnonsuojelun kannalta liittyy siihen, että kytkeytyneisyys voi olla myös haitallista olemassa olevan monimuotoisuuden säilymiselle esimerkiksi edistäessään tautien tai vieraslajien leviämistä. Ekologista kytkeytyneisyyttä tutkittaessa pitää tiedostaa myös kytkeytyneisyyden negatiivinen puoli ja pohtia edistääkö kytkeytyneisyys myös biodiversiteetin säilymisen kannalta haitallisia prosesseja. Haitallisimpia biodiversiteetin säilymiselle ovat uudet yhtenäiset kytkeytyneisyselementit, jotka mahdollistavat uusien lajien nopean leviämisen. Esimerkiksi tienreunat muistuttavat hupenevia kulttuuriympäristöjä ja muodostavat perinnebiotooppien lajistoa uhkaaville vieraslajeille helpon leviämisreitit. Vieraslajit voivat lisätä paikallista biodiversiteettiä, mutta muodostavat uhkan olemassa olevan biodiversiteetin säilyttämiselle viemällä alkuperäislajeilta elintilaa. Tässä tutkimuksessa keskitytään biodiversiteetin säilyttämisen kannalta hyödyllisen ekologisen kytkeytyneisyyden tutkimiseen.

Tutkimuksessa käyttämäni monimuotoisuuden käsite kattaa kaikki monimuotoisuuden tasot. Luonnon monimuotoisuuden säilymiseen vaikuttavat useat tekijät, joista tässä tutkimuksessa keskitytään kytkeytyneisyyteen. Oletan siis, että kytkeytyneisyys vaikuttaa merkittävästi monimuotoisuuden suojeluun, vaikka suhde ei olekaan aivan yksiselitteinen. Tutkimuksessa käyttämäni ekologinen kytkeytyneisyys sisältää vähintään lajien toimimiselle välttämättömän toiminnallisen kytkeytyneisyyden, joka kuitenkin muodostaa perustan muiden ekologisten prosessien kytkeytyneisyydelle. Koska käsitteiden käyttö ei ole vakiintunutta, tämän tutkimuksen empiirisessä osassa pyrin ymmärtämään tarkemmin vastaajien käsityksiä käsitteiden sisällöstä.

### 2.1.2. Kytkeytyneisyyden arvioiminen

Kytkeytyneisyyttä voidaan mitata useilla erilaisilla mittaustavoilla. Calabrese ja Fagan (2004) esittävät datasta riippuvaisen viitekehysten luokitella erilaisia kytkeytyneisyyden mittaustapoja: 1) rakenteellinen kytkeytyneisyys 2) potentiaalinen eli mahdollinen kytkeytyneisyys 3) todellinen realisoitunut kytkeytyneisyys (Taulukko 1). Eri mittaustavat vaihtelevat tarvittavan datan ja tulosten yksityiskohtaisuuden suhteen (Calabrese & Fagan 2004).

Taulukko 1. Dataan perustuva luokittelukehys kytkeytyneisyyden mittaustavoille. Calabresen & Faganin (2004) mukaan.

Mittaustapa	Kytkeytyneisyyden tyyppi
Lähimmän naapurin etäisyys	Rakenteellinen
Alueelliset kuvioindeksit	Rakenteellinen
Mittakaava-pinta-alakäyrä	Rakenteellinen
Graafiteoreettiset	Potentiaalinen
Puskurisäde, IFM	Potentiaalinen
Havaittu lähtö- ja tulomuutto, leviämisenopeus	Realisoitunut

Rakenteellista eli kasvillisuuspeitteen kytkeytyneisyyttä voidaan mitata helposti ilmakuvista. Usein käytetty aineisto on satelliittikuviin perustuva Corine aineisto, johon on kerätty tietoa maanpeitteen ominaisuuksista ja joka kattaa Euroopan maat. Rakenteellisen kytkeytyneisyyden mittaustapoja ovat esimerkiksi alueiden väliset etäisyydet eli lähimmän naapurin etäisyys (*nearest neighbor distance*), alueelliset kuvioindeksit (*spatial pattern indices*) ja mittakaava-pinta-alakäyrä (*scale-area slope*) (Calabrese & Fagan 2004, Taulukko 1). Moilasen & Hanskin (2001) mukaan lähimmän naapurin etäisyys on liian yksinkertainen kytkeytyneisyyden mittaustapa. Rakenteellisia kuvioindeksejä, jotka kuvaavat maantieteellistä ja alueellista jakautumista voidaan käyttää nopeasti laajoille

alueille (Calabrese & Fagan 2004). Tarvitaan kuitenkin lisätutkimusta, jotta alueellisia kuvioindeksejä voidaan käyttää todellisen kytkeytyneisyyden vastineena (Calabrese & Fagan 2004). Mittakaava-pinta-alakäyrä perustuu lajien sijaintitietoihin (Calabrese & Fagan 2004). Käyrä saadaan jakamalla maisema samansuuruisiksi karttaruuduiksi eri karttataarkkuuksilla ja merkkäämällä läsnäolo tai poissaolotieto (Calabrese & Fagan 2004). Mittakaava-pinta-alakäyrän ja todellisen kytkeytyneisyyden eri mittareiden yhteys ei ole vielä selkeä, mutta mittakaava-pinta-alakäyrä voi auttaa identifioimaan mittakaavan, jossa kytkeytyneisyyden tarkastelu on tärkeää (Calabrese & Fagan 2004). Joka tapauksessa maiseman rakenteen mittarit tai demografiset indikaattorit eivät sovi todellisen kytkeytyneisyyden mittaamiseen, sillä niissä ei oteta huomioon lajien liikkumista (Tischendorf & Fahrig 2000).

Mahdollisen kytkeytyneisyyden mittaustapoja ovat esimerkiksi verkko- eli graafiteoria (*graph-theoretic*) ja puskurisäde sekä IFM (*indice function model*) (Calabrese & Fagan 2004, Taulukko 1). Graafiteoreettisia mittareita on useita ja niillä kytkeytyneisyyttä voidaan arvioida lajien näkökulmista (Laita ym. 2011). Graafiteoreettiset mittarit yhdistävät paikkatietodatan tietoihin lajien leviämiskyvystä (Calabrese & Fagan 2004). Lajien leviämiskyvyn mukaan kytkeytyneisyydelle voidaan määrittää tietty kynnsarvoetäisyys, jonka jälkeen erilliset elinympäristö- eli habitaattilaikut eivät ole enää lajin kannalta kytkeytyneistä (Laita ym. 2010). Graafiteoreettiset mittarit voidaan jakaa verkoston koherenssin ja muuttovirran mittareihin (Laita ym. 2011). Graafiteoreettiset mittarit eroavat esimerkiksi siinä, kuinka ne ottavat huomioon laikun sisäisen ja laikkujen välisen kytkeytyneisyyden sekä habitaatin määrän vaikutukset leviämiseen (Laita ym. 2011). Graafiteoria voi auttaa selvittämään mitkä laikut ovat tärkeimpiä kytkeytyneisyydelle (Calabrese & Fagan 2004). Puskurivyöhykkeen säde ja IMF kykenevät antamaan yksityiskohtaisempaa tietoa kytkeytyneisyydestä kuin muut potentiaalisen kytkeytyneisyyden mittaustavat (Calabrese & Fagan 2004). Vyöhykkeisiin perustuvaa suojelualueiden suunnittelua tehdään Suomessakin.

Todellisen realisoituneen kytkeytyneisyyden mittaustapoja ovat esimerkiksi havaittu muutto tai leviämisenopeus (Calabrese & Fagan 2004, Taulukko 1). Tischendorf & Fahrig (2000) ehdottavat, että kytkeytyneisyyttä pitäisi mitata mittaamalla muuttonopeutta saman suuruisille alueille. Realisoituneen kytkeytyneisyyden mittaaminen on työlästä etenkin maisematasolla. Ekosysteemin prosessien mittaaminen olisi todennäköisesti vieläkin haastavampaa kuin realisoituneen kytkeytyneisyyden mittaaminen.

Kytkeytyneisyyden määrää voi mitata myös yhdyselementtien määritelmän kautta; kytkeytyneisyyden voi luokitella neljään luokkaan: 1) ohuet rajapinnat esim. rantaviiva 2) leveät rajapinnat esim. jokisuisto 3) rajalliset yhdysrakenteet esim. ekologiset käytävät 4) hajanaiset yhdysrakenteet, kuten eläinten liikkuminen ruoka- ja lisääntymispaikkojen välillä (Beger ym. 2010). Kytkeytyneisyyttä on mitattu myös uuden habitaatin löytämiseen kuluvalle ajalle (Tischendorf & Fahrig 2000). Calabresen ja Faganin (2004) mielestä graafiteoreettiset mittaustavat ovat taloudellisimpia suhteessa datavaatimuksiin ja tuotettuun tietoon. Ongelmana graafiteoreettisissa mittareissa on, että suurin osa niistä ottaa huomioon kytkeytyneisyyden vain mittaushetkellä, eikä verkoston häiriönkestävyyttä (Laita ym. 2011). Moilanen & Hanski (2001) ehdottavat, että tarvittaessa laikkukohtaiset kytkeytyneisyysuureet voisi laskea yhteen tai ottaa niistä keskiarvon, mutta eri suureiden yhdistäminen pitäisi tehdä harkitusti. Esimerkiksi metapopulaatiokapasiteettia voitaisiin käyttää mitattaessa maiseman kykyä ylläpitää populaatioita (Moilanen & Hanski 2001). Ekologista kytkeytyneisyyttä voidaan mitata tai suunnitella spatiaalisesti monien ohjelmistojen, kuten Marxanin tai Zonationin, avulla (esim. Lehtomäki ym. 2009, Watts ym. 2009, Arponen ym. 2013). Ei ole yhtä mittaustapaa joka sopisi kaikkiin tilanteisiin. Tämän tutkielman puitteissa en kuitenkaan koeta kehittää parempia tapoja mitata

kytkeytyneisyyttä, vaan tarkastella mittaustapojen käyttöä samanaikaisesti politiikkakeinojen kytkeytyneisyyden edistämisen kanssa.

Vaikka ekosysteeminäkökulman mukaisen kytkeytyneisyyden mittaaminen olisi erittäin tärkeää, ei mittareita ekosysteemien prosessien kytkeytyneisyyden mittaamiseksi ole juuri kehitetty. Ekosysteemipalveluiden tunnistamiseen ja mittaamiseen on kehitetty sektorikohtaisia menetelmiä, mutta ekosysteemien prosessien toiminnan vaatimaa kytkeytyneisyyttä ei niissä huomioida (Primmer & Furman 2012). Ekosysteemipalveluiden mittaamista käsitellään tarkemmin vihreän infrastruktuurin mittaamista käsittelevässä luvussa.

Kytkeytyneisyyttä mitattaessa ja suojelua suunniteltaessa pitää muistaa, että monimuotoisuus ei ole staattinen rakenne ja suojelualueet eivät ole muuttumattomia. Usein luonnollisen sukkession mahdollistaminen riittää palauttamaan alkuperäisen kaltaisen lajiston. Ojitettujen soiden ennallistaminen ojat tukkimalla mahdollistaa suon palautumisen ojitamista edeltävän tilan suuntaan ja lisää siten suoluonnon monimuotoisuutta (Vasander ym. 2003, Haapalehto ym. 2011). Ihmisen muokkaamat elinympäristöt taas vaativat hoitoa, jotta niiden monimuotoisuus säilyisi. Esimerkiksi perinnebiotoopit, jotka ovat syntyneet ihmisen historiallisen maataloustoiminnan myötä, kuten alppiniittyjen kulttuurimaisema, vaativat säilyäkseen jatkuvaa hoitoa, tavallisimmin niittoa ja laidunnusta (Soane ym. 2012). Ihmisen luomien elinympäristöjen suojeluarvoa tulee kuitenkin tarkastella kriittisesti.

Kytkeytyneisyyteen liittyy aina tilan lisäksi suhde aikaan. Kytkeytyneisyys siis muuttuu tarkastelumittakaavan mukaan. Pitkän ajan prosesseja ovat esimerkiksi kauan elävien eliöiden eri elämänvaiheissa tarvittut elinympäristötyypit, spatiaalisesti suuren mittakaavan prosesseja ovat taas esimerkiksi muuttolintujen muuttoreitit. Monimuotoisuuden suojelussa pitäisi keskittyä pitkän aikavälin ajatteluun kriisiorientoituneen lähestymistavan sijasta (Kotiaho & Mönkkönen julkaisematon). Kytkeytyneisyyden tulisi siis pystyä säilyttämään lajien liikkumismahdollisuudet myös tulevaisuudessa. Habitaattien ja kytkeytyneisyyden väheneminen aiheuttaa välittömien sukupuuttojen lisäksi lisää sukupuuttoja pidemmällä aikavälillä eli kyseessä on niin sanottu sukupuuttovelka (Kuussaari ym. 2009). Esimerkiksi toisinaan nykyisellä maisematason kytkeytyneisyydellä ei ole yhteyttä monimuotoisuuteen, vaan historiallinen kytkeytyneisyys selittää monimuotoisuutta. Esimerkiksi Lindborgin & Eriksonin (2004) tutkimuksessa maisematason kytkeytyneisyys 50 ja 100 vuotta sitten selittää niittyjen putkilokasvilajirikkautta, mutta tämän hetkiselällä kytkeytyneisyydellä ei ole lajirikkauteen yhteyttä. Sukupuuttovelan syntymistä voidaan ennaltaehkäistä esimerkiksi jättämällä arvokkaiden elinympäristöjen ympärille riittävän suuri suojavyöhyke (Selonen & Kotiaho 2013). Voidaan puhua myös sukupuuttoluotosta (species credit) jos elinympäristön laadun paraneminen voi toimia päinvastaisen suuntaan sukupuuttovelkaan nähden eli alueellisesti sukupuuttoon kuolleet lajit palata alueelle, sukupuuttoon lähenemässä olleet lajit palautua tai uhanalaisten lajien yksilömäärät kasvaa (Hanski 2000).

### 2.1.3. Monimuotoisuus Euroopassa ja Suomessa

Monimuotoisuudesta ei ole olemassa kattavia arviointoja sen kaikilta tasoilta. Suurin osa arvioinneista keskittyy lajeihin, jonka takia lajitietoja esitellään tässä alaluvussa. Elinympäristöjen monimuotoisuutta on arvioitu jonkun verran, osittain esimerkiksi ilmakuviin perustuen. Maailman tunnetuista lajeista vain noin 3 % uhanalaisuus on arvioitu (Rassi ym. 2010 s. 11). Suomen lajiston uhanalaisuudesta on julkaistu arvio viimeksi 2010 ja luontotyyppien uhanalaisuudesta 2008 (Raunio ym. 2008, Rassi ym. 2010). Geneettisestä monimuotoisuudesta on hyvin vähän arviointoja.

Koska Euroopan Unionin alueen luonnon monimuotoisuuden tilaa ei voida tiivistää yhteen indikaattoriin, EU 2010 Biodiversity baseline -raportissa arvioitiin tiettyjen valittujen ryhmien monimuotoisuuden tila ja trendi (European Environment Agency 2010 s. 10). Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) luokitusten mukaan 25 % merinisäkkäistä, 22 % sammakkoeläimistä, 22 % matelijoista, 16 % sudenkorennoista, 15 % maanisäkkäistä, 12 % linnuista ja 7 % perhosista oli uhanalaisia (European Environment Agency 2010 s. 14). Lisäksi esimerkiksi kaloista ja osasta edellä mainittujen ryhmien lajeista aineistoa ei ollut riittävästi joidenkin lajien arvioimiseksi (European Environment Agency 2010 s. 14). Euroopan sammakkoeläimistä 59 %, matelijoista 42 %, nisäkkäistä 27 %, perhosista 31 % ja sudenkorennoista 24 % populaatiotrendit olivat laskevia (European Environment Agency 2010 s. 15–16). Ekstensiivisten maatalousalueiden, ruohoalueiden ja vesistöjen pinta-alat olivat vähentyneet vuosien 1990 ja 2006 välillä Corine-aineistojen perusteella (European Environment Agency 2010 s. 16).

Suomen viimeisimmässä uhanalaisuusarvioinnissa, Punaisessa kirjassa 2010, tunnetuista lajeista arvioitiin noin 47 % tila Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton ohjeiden mukaisesti (Rassi ym. 2010 s. 17, s. 45). Arvioiduista lajeista ja alemman tason eliöryhmistä uhanalaisia oli 10,5 %, ja jos mukaan lasketaan muut punaisen listan luokat eli hävinneet, silmälläpidettävät ja puutteellisesti tunnetut lajit oli osuus noin 23 % (Rassi ym. 2010 s. 47). Jäkälillä, nisäkkäillä, linnuilla, perhosilla ja sammalilla oli eliöryhmistä suhteellisesti korkeimmat osuudet uhanalaisista ja punaisen listan lajeista (Rassi ym. 2010 s. 47). Uhanalaisista ja punaisen listan lajeista suurin osa elää metsissä ja perinne- ja muissa ihmisten muuttamissa ympäristöissä (Rassi ym. 2010 s. 56). Tiedon lisääntymisen ja kriteerien muutosten takia tarkan arvion tekeminen uhanalaiskehityksestä vertailemalla aiempiin arviointeihin on vaikeaa (Rassi ym. 2010 s. 12). Metsissä ja kulttuuriympäristöissä uhanalaistuminen oli hidastunut vähän, mutta kiihtynyt se oli kallioilla, rannoilla, soilla, tuntureilla ja vesistöissä (Rassi ym. 2010 s. 12).

Suomen luontotyyppien ensimmäistä kertaa vuonna 2008 julkaistussa arvioinnissa lähes 400:sta arvioidusta luontotyyppistä yli puolet arvioitiin uhanalaisiksi (Raunio ym. 2008 s. 216). Luontotyyppien uhanalaisuuden arviointi vastasi pääpiirteissään Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton lajien uhanalaisuuden arvioinnissa käytettyjä luokkia (Raunio ym. 2008 s. 15). Etelä-Suomessa uhanalaisia luontotyyppisiä oli selkeästi enemmän kuin Pohjois-Suomessa (Raunio ym. 2008 s. 216). Kun uhanalaisuutta tarkasteltiin luontotyyppiryhmittäin suurin uhanalaisten osuus tyyppien lukumäärästä oli perinnebiotoopeilla, 93 %, ja metsäluontotyypeillä, 70 % (Raunio ym. 2008). Pienin osuus oli tunturiluontotyypeillä, 15 %, ja kallio- ja kivikkoluontotyypeillä, 21 % (Raunio ym. 2008). Kytkeytyneisyyden suunnitelmallinen suojelu on erityisen tärkeää habitaattityypeille, joita esiintyy muuten hajanaisesti eli esimerkiksi Suomen metsätyypeistä reheville habitaateille (Laita ym. 2010).

Vuoden 2009 loppuun mennessä Natura 2000 -verkosto kattoi 17,6 % EU jäsenmaiden maapinta-alasta (European Environment Agency 2010 s. 24). Suomessa on lakisääteisiä luonnonsuojelualueita 552 kappaletta, joista 37 kansallispuistoja (Metsähallitus 2013a). Yhteensä lakisääteisten luonnonsuojelualueiden pinta-ala on 16 817 km<sup>2</sup>, joka on noin 5 % Suomen pinta-alasta. Yhdessä muiden Metsähallituksen hoitamien suojeltujen maa- ja vesialueiden kanssa pinta-ala, mukaan lukien yleiset vesialueet, on 71 029 km<sup>2</sup>. Erilaisia suojeltujen alueiden tyyppisiä käsitellään tarkemmin Suomen luonnonsuojelun politiikkakeinoja käsittelevässä luvussa (2.2.3.2.). Kytkeytyneisyyteen ja muihin luonnon monimuotoisuuden säilymisen kannalta merkityksellisiin prosesseihin vaikutetaan politiikalla, erityisen tärkeä merkitys on ympäristö- ja luonnonsuojelupolitiikalla, joita käsitellen seuraavaksi.

## 2.2. Luonnonsuojelupolitiikka

Ensimmäisessä alaluvussa käsittelen ympäristöpolitiikan keinoja yleisellä tasolla, seuraavissa keskustelen ympäristöpolitiikan vaikutusten arvioinnista sekä Euroopan Unionin ja Suomen luonnonsuojelupolitiikasta kytkeytyneisyyteen liittyen. Viimeisessä alaluvussa esittelen Suomen luonnonsuojelupolitiikan keinoja.

### 2.2.1. Keskeiset käsitteet: Ympäristöpolitiikan keinot

Tässä tutkimuksessa ympäristön käytön hallintaa tarkastellaan politiikkakeinojen muodostaman monitasoisen yhdistelmän näkökulmasta, vaikka ympäristöä hallitaan myös muiden yhteiskunnallisten instituutioiden kuin politiikkakeinojen kautta. Tutkimuksessa keskityn luonnonsuojelupolitiikkaan, joka voidaan nähdä yhtenä ympäristöpolitiikan osaluueena. Tutkimuksen empiirisessä osassa käsitellään vain julkisen luonnonsuojelupolitiikan ohjauskeinoja, erityisesti sen kannalta, mikä on niiden vaikuttavuus kytkeytyneisyyteen ja monimuotoisuuden suojeluun.

Ympäristöpolitiikassa ollaan siirrytty hallinnosta hallintaan (Haila ym. 2009). Ympäristön hallinta voidaan ymmärtää monella tavalla (Paavola ym. 2009). Hallinnalla tarkoitetaan esimerkiksi yhteiselle toiminnalle ja säännöille luotuja olosuhteita. Yleisesti hallintaa tutkittaessa on tärkeää ottaa huomioon ja erotella hallinnan puitteet ja laajempi hallintajärjestelmä, joka ottaa huomioon myös epämuodolliset instituutiot (Paavola ym. 2009).

Julkisen politiikan keinot ovat keinoja, joilla viranomaiset pyrkivät edistämään tai estämään yhteiskunnallista muutosta (Vedung 1998). Poliitiikan keinot eli politiikkainstrumentit voidaan luokitella lainsäädännöllisiin, taloudellisiin ja informatiivisiin; niillä voidaan siis pakottaa, maksaa tai laittaa maksamaan tai suostutella (Vedung 1998). Tarkemmin luokiteltuina ympäristöpolitiikkakeinot voivat olla määrääviä (*command and control*), yhteistoiminnallisia ja osallistavia (*collaborative and participatory*), suunnitteluun ja hoitoon liittyviä (*planning and management*) tai markkinoihin perustuvia ja taloudellisia (*market-oriented mechanisms and economic instruments*) (Primmer ym. painossa). Ympäristöpolitiikan keinot voidaan luokitella myös sen mukaan, mihin tuotannon vaiheeseen ne vaikuttavat (resurssien käyttöön, tuotantoon vai lopputuotteisiin) (Mickwitz 2003). Tässä tutkimuksessa tarkastelun kohteena ovat luonnonsuojelupolitiikan keinot. Kaikki luonnonsuojelupolitiikan keinot vaikuttavat luonnon suojeluun, eli tuotannon vaiheiden näkökulmasta katsottuna resurssien käyttöön. Biodiversiteettiin vaikuttavia ympäristöpolitiikkakeinoja, jotka eivät suoraan liity kytkeytyneisyyteen ja joita ei tarkemmin käsitellä tässä tutkimuksessa ovat esimerkiksi: ympäristöverot, muu taloudellinen ohjaus, informaatio-ohjaus, muu kuin luonnonsuojelulainsäädäntö esim. kemikaaleja koskevat lait ja säädökset sekä ilmastopoliittiset sopimukset.

Euroopan Unionin ympäristöpolitiikka vaikuttaa vahvasti kansallisen tason politiikkaan. Perinteiset EU:n vanhat ympäristöpolitiikan instrumentit ovat ylhäältä päin määrääviä lainsäädännöllisiä ja kontrolloivia (Jordan ym. 2003). Euroopan Unionin alueella ja toimesta on otettu vuoden 1992 jälkeen käyttöön useita uusia pehmeämpiä ympäristöpolitiikkainstrumentteja, kuten ympäristöverot, vapaaehtoiset sopimukset ja ympäristömerkinnät (Jordan ym. 2003). Vapaaehtoisuuteen perustuvat keinot ovatkin yleistymässä. EU:n politiikkakeinojen valikoimaan, eli siihen että uudet politiikkakeinot ovat tulleet vain täydentämään vanhoja keinoja eivätkä ole korvanneet niitä, vaikuttaa vahvimmin EU:n institutionaalinen rakenne (Jordan ym. 2003). Vahvana tekijänä institutionaalisen rakenteen muodostamisen takana on ollut ajatus yhdestä eurooppalaisesta markkina-alueesta (Jordan ym. 2003). Kuitenkin yhtenä syynä pehmeämpien keinojen nousuun on se, että EU:n legitimitetti on kyseenalaistettu valtioiden vastuisiin ja

taloudelliseen kilpailukykyyn liittyvien kysymysten takia (Jordan ym. 2003). Toisaalta EU myös rajoittaa uusien keinojen käyttöönottoa. Esimerkiksi EU:n Suomen luonnonarvokauppakokeilua koskeva kannanotto luonnonarvokaupan mahdollisesta kilpailun haittaamisesta vaikutti siihen, että luonnonarvokauppaa ei jatkettu sellaisenaan (Primmer ym. 2013).

Useat kansainväliset sopimukset ohjaavat EU:n ja kansallista ympäristöpolitiikkaa. Monimuotoisuuden suojelun kannalta tärkein on Biologista monimuotoisuutta koskeva yleissopimus (78/1994), mutta luonnonsuojelupolitiikkaan vaikuttavat myös esimerkiksi kosteikkoja koskeva Ramsar-sopimus (UNESCO 1994), Yleissopimus muuttavien luonnonvaraisten eläinten suojelemisesta (62/1988) ja Villieläimistön ja -kasviston uhanalaisten lajien kansainvälistä kauppaa koskeva yleissopimus (CITES 1979). Biologista monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen (78/1994) tavoitteena on ”biologisen monimuotoisuuden suojeleminen, sen osien kestävä käyttö sekä perintöaineuksen käytöstä saadun hyödyn oikeudenmukainen ja tasapuolinen jako, johon kuuluu myös asianmukainen perintöaineuksen saanti ja asiaankuuluvan teknologian siirto, ottaen huomioon kaikki tähän ainekseen ja teknologiaan kuuluvat oikeudet, sekä asianmukainen rahoitus”.

Tässä tutkimuksessa käsitellään pääosin lainsäädännöllisiä eli määrääviä sekä taloudellisia keinoja. Osassa käsitellyistä keinoista on myös informatiivisia ja osallistavia piirteitä. Useissa politiikkakeinoissa yhdistyy monenlaisia piirteitä. Tarkastelun kohteena olevat suomalaiset politiikkakeinot esitellään tarkemmin myöhemmin (erityisesti luku 2.2.3.3).

Monimuotoisuudelle erityisen haitallisen elinympäristöjen vähenemisen ja pirstaloitumisen lisäksi ihmiset vaikuttavat monimuotoisuuteen monin muin tavoin. Luonnonsuojelun politiikkakeinojen vaikuttavuus ei jakaudu suoraan lajiryhmittäin tai luontotyypeittäin. Kuitenkin esimerkiksi vain vesiteitse liikkuville vesieliöille kytkytyneisyys riippuu vesistöjen kytkytyneisyydestä, joten vesieliöihin vaikuttavat suoraan lähinnä vesistöjä koskevat politiikkakeinot. Padot ja vesien laadun muuttuminen kuten rehevöityminen aiheuttavat suuria ongelmia kytkytyneisyydelle lajinäkökulmasta, joten vesieliöihin, kuten muihinkin eliöihin, vaikuttavat myös monet muut politiikkakeinot epäsuorasti. Niinpä esimerkiksi päästöjä koskevat rajoitukset vaikuttavat epäsuorasti biodiversiteettiin. Jotkut politiikkakeinot aiheuttavat biodiversiteetin suojelun kannalta haitallisia vaikutuksia. Esimerkiksi maatalouden tuet aiheuttavat vesistövaikutuksia. Tässä pro gradu -tutkielmassa keskitytään kuitenkin vain kytkytyneisyydelle ja sitä kautta monimuotoisuudelle hyödyllisiin politiikkakeinoihin.

Ympäristöongelmille on tyypillistä, että ne koskevat pitkää aikaväliä ja maantieteellisesti laajalle ulottuvia alueita ja ovat monimutkaisia (Mickwitz 2003). Ympäristön hallinnan tulisi sopeutua muuttuviin olosuhteisiin eli sen tulisi olla adaptiivista. Myös luonnonvarojen käytön pitäisi joustaa olosuhteiden mukaan eli niiden käytön ja hoidon pitäisi olla adaptiivista. Tehokkaassa ja legitiimissä ympäristön hallinnassa tarvitaan sopiva erilaisten politiikkakeinojen yhdistelmä (Vedung 1998). Sosiaalis-ekologisten systeemien hallinnassa resilienssi koostuu liikkumatilasta, jolla systeemi voi muuttua ennen kynnysarvon ylittämistä (*latitude*), vastustuskyvystä muutoksille (*resistance*), nykyisen tilan kynnysarvon läheisyydestä (*precariousness*) ja eri mittakaavatasojen vuorovaikutuksista eli panarkiasta (*panarchy*) (Walker ym. 2004). Hallinnan ongelmat ovat siis hyvin moniulotteisia.

### 2.2.2. Luonnonsuojelu- ja ympäristöpolitiikkakeinojen vaikutuksen arvioiminen

Luonnonsuojelun toteutuksen pitäisi perustua todisteisiin käytettyjen menetelmien tehosta (Pullin 2002, Sutherland 2004), mutta on vaikea arvioida minkälaisen politiikkakeinot tuottaisivat parhaan tuloksen monimuotoisuuden suojelun kannalta. Vaikuttavuuden



arviointi kytkeytyneisyyden edistämässä on jonkin verran helpompaa. Kytkeytyneisyyden arvioimiseen on nimittäin kehitetty todellisen kytkeytyneisyyden mittaamista helpompia menetelmiä, jotka korreloivat todellisen kytkeytyneisyyden kanssa (2.1.2). Kuitenkin epätarkempien menetelmien käytössä tulisi olla kriittinen. Poliittikkakeinon tavoitteen toteutumisen, joka tässä tutkimuksessa on kytkeytyneisyys, toteutumisen lisäksi yleisesti poliittikkakeinoja arvioitaessa on oleellista tarkastella keinoa muidenkin kriteerien suhteen.

Ympäristöpoliittikkakeinojen arviointiin vaikuttaa merkittävästi kaksi ympäristöongelmia koskevaa seikkaa: niiden samankaltaiset ominaisuudet (laajat aika- ja tilamittakaavat, monimutkaisuus, syiden ja seurausten epätasainen jakautuminen) ja niitä koskevan tieteellisen tiedon epävarmuus (Mickwitz 2003). Poliittikkakeinoja voidaan arvioida ennen sen toteuttamista (*ex ante*) tai toteuttamisen jälkeen (*ex post*) ja vähän aikaa käytössä olleiden keinojen (*recently introduced policy instruments*, RIPI) arviointi poikkeaa hieman molemmista (Mickwitz 2003). Vähän aikaa käytössä olleiden keinojen arviointi on erityisen tärkeää, sillä silloin niitä on helpompi muuttaa. Ympäristöpoliittikkakeinojen yleiset arviointikriteerit ovat relevanssi, vaikutukset, tehokkuus, pysyvyys, joustavuus ja ennustettavuus (Mickwitz 2003). Kaikki kriteerit eivät ole olennaisia kaikkien vaikutusten kohdalla. Relevanssi liittyy siihen, kohdistuuko poliittikkakeino tarkastelun kohteena olevaan ympäristöongelmaan, vaikutuksissa tarkastellaan poliittikkakeinosta aiheutuvia muutoksia, tehokkuudessa kykyä vaikuttaa tavoitteeseen, pysyvyydessä vaikutusten kestävyyttä, joustavuudessa sopeutumista muuttuviin olosuhteisiin ja ennustettavuudessa mahdollisuuksia ennakoida tulevaa (Mickwitz 2003).

Yksi tapa arvioida hallintamekanismeja on arviointi niiden kontrolloivuuden (*control*) ja sopeutuvuuden (*adaptiveness*) mukaan (Primmer ym. painossa). Myös taloudellisten arviointikriteerien, kuten kustannushyöty ja kustannustehokkuus, käyttäminen ympäristöpoliittikkakeinojen arvioinnissa on tavallista (Mickwitz 2003). Demokratiaan liittyvät kriteerit, kuten legitimitetti, läpinäkyvyys ja tasa-arvo ovat myös oleellisia ympäristöpoliittikkakeinojen arvioinnissa (Mickwitz 2003). Poliittikkakeinojen toimivuuden arviointiin vaikuttavat myös arviointia tekevien ihmisten arvostukset. Eri aloilla toimivilla ihmisillä voi olla alan mukaan jakautuva mielikuva siitä miten asioita pitäisi toteuttaa ja mikä on tärkeintä priorisoida eli heillä voi olla yhteiset ajatusmallit (*mental models*).

Ympäristön eli sosiaalis-ekologisten systeemien hallinnan arvioimiseksi, haasteiden ymmärtämiseksi sekä systeemien resilienssin vahvistamiseksi pitäisi hallinnan keinojen lisäksi ymmärtää ekosysteemien prosessien toiminta. Ympäristöpoliittikkakeinojen vaikutuksia biodiversiteettiin on hyvin vaikea mitata suoraan, joten biodiversiteettiin kohdistuvia vaikutuksia voidaan arvioida esimerkiksi metsäpinta-alamuutosten tai laadun muutoksen avulla (Miteva ym. 2012). Välillisten mittareiden käyttämisessä on kuitenkin aina ongelmia, sillä rakenteelliset muutokset eivät välttämättä kerro toiminnallisista muutoksista. Pitkäaikaisella seurannalla politiikan vaikutuksista saadaan luotettavampia tuloksia (Miteva ym. 2012).

Poliittikkakeinot toimivat kokonaisuutena, joten yhden keinon vaikuttavuuden arvioiminen on haastavaa. Jotta vaikuttavuuden arviointi olisi mahdollista, pitäisi myös tavoitteiden olla selvillä. Esimerkiksi luonnon monimuotoisuuden määrittelyn haasteista johtuen ei kuitenkaan ole usein täysin yksiselitteistä, mihin luonnon monimuotoisuuden suojelussa pyritään. Luonnonsuojelun poliittikkakeinojen vaikutusten ero riippuu tarkasteltavien lajien elinstrategiasta, etenkin niiden tarvitsemasta habitaatista, pinta-alasta ja leviämiskyvystä. Saman elinympäristön lajeilla saattaa olla hyvinkin erilaiset liikkumisstrategiat eli niiden kokema kytkeytyneisyys on erilainen. Lajisuojaus ei

välttämättä paranna kokonaisbiodiversiteetin suojelua, mutta silläkin on tärkeä paikkansa osana politiikkakeinovalikoimaa.

### 2.2.3. Luonnonsuojelupolitiikka Euroopassa ja Suomessa

#### 2.2.3.1. Kytkeytyneisyys EU:n ja Suomen luonnonsuojelupolitiikassa

EU:n biodiversiteettipolitiikan kaksi tärkeintä toimeenpanokeinoa ovat lintu- ja habitaattidirektiivit (Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2009/147/EY, Neuvoston direktiivi 92/43/ETY). Kytkeytyneisyys on olennainen osa molempia direktiivejä. Habitaattidirektiivin tavoite on ”edistää luonnon monimuotoisuuden säilymistä suojelemalla luontotyyppejä ja luonnonvaraista elämistää” ja muodostaa yhtenäinen eurooppalainen ekologinen verkosto, Natura 2000 (Neuvoston direktiivi 92/43/ETY). Maisemanpiirteet, jotka edistävät Natura 2000 -verkoston yhtenäisyyttä, eli ne jotka ovat olennaisia lajien muutolle, leviämislle ja geneettiselle vaihdannalle, tulisi ottaa huomioon maankäytön suunnittelussa. Lajikohtaisen kytkeytyneisyyden ajatus sisältyy lintudirektiiviin, koska direktiivin tavoitteena on lintulajien suojelu, hoito ja sääntely (Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2009/147/EY). Suurin osa EU:n alueella elävistä luonnonvaraisista linnoista on muuttolintuja, joten kytkeytyneisyys kattaa maiden rajoja laajemman kokonaisuuden.

Lisäksi biodiversiteettipolitiikan tärkeä toimeenpanokeino on rahoitusinstrumentti LIFE+. Monet muidenkin sektoreiden direktiivit, kuten vesipuitedirektiivi (Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY) vaikuttavat positiivisesti monimuotoisuuden suojeluun ja niillä voidaan edistää kytkeytyneisyyttä. Direktiivien lisäksi myös muut politiikkakeinot vaikuttavat osaltaan positiivisesti tai negatiivisesti ympäristönsuojeluun. Luonnonsuojelua voidaan tukea muilla sektoreilla suoraankin, esimerkiksi rahoituksessa osana koheesiopolitiikkaa.

Euroopan Unionin luonnonsuojelupolitiikassa ollaan siirrytty yhä enemmän tarkastelemaan maisematasoa ja ekosysteemipalveluita. Poliittisena tavoitteena ekologisten käytävien, ekologisen verkoston ja kytkeytyneisyyden säilyttäminen onkin ollut jo pidemmän aikaa (ks. esim. The Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy, Council of Europe 1996). Viimeisten vuosikymmenien tärkeimpiä Euroopan laajuisen ekologisen verkoston aloitteita ovat olleet The Pan-European Ecological Network, Natura 2000 -verkosto, ja The Emerald Network, joka laajensi Natura 2000 -verkostoa Itä-Euroopan suojelualueisiin (Tillman 2005). EU-politiikassa nopeasti noussut vihreä infrastruktuuri -käsitteen käyttö voidaan nähdä jatkeena ekologisten verkostojen hankkeille. Vihreä infrastruktuuri on mainittu useissa melko tuoreissa EU:n politiikkadokumenteissa, kuten ilmastonmuutokseen sopeutumista käsittelevässä valkoisessa kirjassa (Euroopan yhteisöjen komissio 2009), luonnon monimuotoisuutta koskevassa EU:n strategiassa vuoteen 2020 (Euroopan komissio 2011a) sekä tiedonannossa koskien aluepolitiikan panosta 2020-strategian mukaisessa kestävässä kasvussa (Euroopan komissio 2011b).

Euroopan Unionin uusin biodiversiteettistrategia on nimeltään Luonnonpääoma elämämme turvaajana: luonnon monimuotoisuutta koskeva EU:n strategia vuoteen 2020 (Euroopan komissio 2011a). Vuoteen 2020 asetettu päätavoite on pysäyttää luonnon monimuotoisuuden köyhtyminen ja ekosysteemipalvelujen heikentyminen EU:n alueella ja ennallistaa ne mahdollisimman pitkälle sekä tehostaa EU:n toimia, joilla torjutaan koko maailman luonnon monimuotoisuuden köyhtymistä (Euroopan komissio 2011a). Strategiaan sisältyy myös visio vuoteen 2050. Jo ennen tätä strategiaa on esitetty kunnianhimoisia tavoitteita.

EU:n biodiversiteettistrategian toinen tavoite on ”ekosysteemien ja ekosysteemipalveluiden ylläpito ja ennallistaminen: Vuoteen 2020 mennessä

ekosysteemejä ja niiden tarjoamia palveluja ylläpidetään ja parannetaan luomalla vihreää infrastruktuuria ja ennallistamalla ainakin 15 prosenttia huonontuneista ekosysteemeistä” (Euroopan komissio 2011a). Tavoitteen alla listattiin seuraavat toimet tavoitteisiin pääsemiseksi:

**“Toimi 5:** Parannetaan ekosysteemeitä ja ekosysteemipalveluita koskevaa tietämystä EU:ssa

5) Jäsenvaltiot kartoittavat ja arvioivat komission avustuksella kansallisella alueellaan olevien ekosysteemien ja ekosysteemipalvelujen tilan vuoteen 2014 mennessä, arvioivat kyseisten palvelujen taloudellista arvoa ja edistävät näiden arvojen sisällyttämistä kirjanpito- ja raportointijärjestelmiin EU:n ja kansallisella tasolla vuoteen 2020 mennessä.

**Toimi 6:** Asetetaan painopisteet vihreiden infrastruktuurien ennallistamiseksi ja niiden käytön edistämiseksi

6a) Jäsenvaltiot laativat komission avustuksella vuoteen 2014 mennessä strategiset kehykset painopisteiden asettamiselle ekosysteemien ennallistamiseksi alueellisella, kansallisella ja EU:n tasolla.

6b) Komissio laatii vuoteen 2012 mennessä vihreitä infrastruktuureita koskevan strategian, jolla edistetään vihreän infrastruktuurin käyttöönottoa EU:ssa kaupunki- ja maaseutualueilla; tähän liittyen toteutetaan toimia, joilla edistetään alkuvaiheen investointeja vihreiden infrastruktuurien hankkeisiin ja ekosysteemipalvelujen ylläpitoon muun muassa käyttämällä kohdennetummin EU:n rahoitusvirtoja ja hyödyntämällä julkisen ja yksityisen sektorin kumppanuuksia.

**Toimi 7:** Varmistetaan, ettei tapahdu luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalvelujen nettohävikkiä.

7a) Komissio kehittää yhdessä jäsenvaltioiden kanssa vuoteen 2014 mennessä menetelmät, joilla arvioidaan EU:n rahoittamien hankkeiden sekä suunnitelmien ja ohjelmien vaikutusta luonnon monimuotoisuuteen.

7b) Komissio jatkaa työtä, jotta vuoteen 2015 mennessä voidaan tehdä ehdotus aloitteeksi, jolla varmistetaan (esimerkiksi kompensatiojärjestelmien avulla), ettei tapahdu ekosysteemien ja ekosysteemipalvelujen nettohävikkiä.” (Euroopan komissio 2011a)

Tavoitteen 2 alla siis ilmaistiin tarve kehittää EU:n vihreä infrastruktuurin strategia 2012 mennessä (Toimi 6b, Euroopan komissio 2011a). Komission vihreää infrastruktuuria koskeva tiedonanto, joka toimii samalla vihreän infrastruktuurin strategiana, julkaistiin viimein toukokuussa 2013 (Euroopan komissio 2013). Komission tiedonantoa ja vihreää infrastruktuuria käsitellään tarkemmin Vihreä infrastruktuuri -pääluvussa (2.3.).

Suomessa luonnonvarojenhallinnasta vastaavat monet eri sektorit yhdessä. Luonnonsuojelupolitiikan keinoilla biodiversiteettiä voidaan turvata suojelemalla pinta-alaa, kytkeytyneisyyttä tai ennallistamalla alueita. Jotkut politiikkakeinot vaikuttavat epäsuorasti monimuotoisuuden suojeluun.

Maa- ja metsätalousministeriö, työ- ja elinkeinoministeriö sekä ympäristöministeriö vastaavat kaikki osaltaan luonnonvarojen hallinnasta. Ympäristöpolitiikasta vastaa ympäristöministeriö, mutta maa- ja metsätalousministeriö johtaa uusiutuvien luonnonvarojen käytön politiikkaa, ja työ- ja elinkeinoministeriölle kuuluu alueiden kehitys ja energiapolitiikka. Maankäytön suunnittelu on useiden ristikkäisten intressien yhteensovittamista ja ministeriöiden intressit voivat poiketa toisistaan. Myös eri mittakaavatasojen intressit voivat erota. Luonnonsuojelun politiikkakeinot ovat eri

sektoreiden hallinnoimia, vaikka valtaosa kuuluukin ympäristöministeriön hallinnan vaikutuspiiriin.

Alueellisella tasolla luonnonvarojen hallinnasta vastaavat elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskukset (ELY-keskukset), aluehallintovirastot ja Metsähallituksen luontopalvelut (Ympäristöhallinto 2012). Ympäristöä ja luonnonvaroja koskevat asiat on keskitetty 13 ELY-keskukseen ja neljässä Aluehallintovirastossa käsitellään ympäristölupia (Aluehallintovirasto 2013, Ely-keskus 2013). Kunnat vastaavat tietyistä paikallisista ympäristöasioista. Metsähallitus on erittäin tärkeä metsien käytöstä ja hoidosta vastaava toimija, etenkin Itä- ja Pohjois-Suomessa, sillä Metsähallitus vastaa yli 12 miljoonaa hehtaarin suuruisten valtion maa- ja vesialueiden hallinnasta (Metsähallitus 2013b).

Luonnonsuojelua ja maankäyttöä ohjaavat useat eri lait, joista oleellisimmat monimuotoisuuden kannalta ovat luonnonsuojelulaki (LSL 20.12.1996/1096) sekä maankäyttö- ja rakennuslaki (MRL 5.2.1999/132). Luonnonsuojelulailla toimeenpannaan luonto- ja lintudirektiivit ja yksi sen tavoitteista on monimuotoisuuden ylläpitäminen. Luonnonsuojelulakia ei kokonaisuudessaan sovelleta metsiin. Metsälaissa (12.12.1996/1093) ei ole kytkeytyneisyyttä tarkoituksella edistäviä instrumentteja (Similä ym. 2010). Kytkeytyneisyyttä ei suoraan mainita luonnonsuojelulaissa, mutta se sisältyy suotuisaan suojelutasoon. Maankäyttö- ja rakennuslaissa määrätään maankäytön suunnittelun perusteista. Suomessa maankäytön suunnittelu on hyvin hierarkkista eli ylemmän tason suunnitelmat ohjaavat alemman tason suunnittelua ja yleispiirteinen ohjaa yksityiskohtaisempaa. Maa- ja rakennuslain mukaisten valtakunnallisten alueidenkäyttötavoitteiden tavoite 4.4 on Kulttuuri- ja luonnonperintö, virkistyskäyttö ja luonnonvarat, jonka yleistavoite sisältää seuraavan kohdan: ”Ekologisten yhteyksien säilymistä suojelualueiden sekä tarpeen mukaan niiden ja muiden arvokkaiden luonnonalueiden välillä edistetään.” (Ympäristöministeriö 2012)

Biodiversiteettistrategia 2012–2020, eli Valtioneuvoston periaatepäätös Suomen luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestävästä käytön strategiasta vuosiksi 2012–2020: Luonnon puolesta – Ihmisen hyväksi, vahvistaa Suomen pyrkivän luonnon monimuotoisuuden häviämisen pysäyttämiseen vuoteen 2020 mennessä Biologista monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen mukaisesti (Valtioneuvosto 2012). Biodiversiteettistrategian vision mukaan Suomen luonnon monimuotoisuuden köyhtyminen on pysäytetty 2020 ja luonnon monimuotoisuuden suotuisa tila ja ekosysteemipalvelut on varmistettu vuoteen 2050 mennessä (Valtioneuvosto 2012).

Biodiversiteettistrategian 3. päämäärä on ”Luonnon monimuotoisuuden tilaa parannetaan turvaamalla ekosysteemit, lajit ja perinnöllinen monimuotoisuus”, johon pääsemiseksi on asetettu seuraavat tavoitteet 2020 mennessä:

**Tavoite 11.** Suojelualueiden verkosto ja sitä tukevat muut alueiden käyttöä ohjaavat monimuotoisuuden turvaamiskeinot kattavat vähintään 17 prosenttia Suomen maa-alueiden ja sisävesien yhteispinta-alasta ja 10 prosenttia rannikkoja merialueiden yhteispinta-alasta. Verkoston toimivuutta ja kattavuutta on vahvistettu etenkin Etelä-Suomessa. Suojelualueet ovat asianmukaisesti hoidettuja ja ekologisesti ja alueellisesti edustavia. Suojelualueet ovat hyvin yhteen kytkeytyneitä ja vihreä infrastruktuuri yhdistää ne laajempiin maisemakokonaisuuksiin ottaen huomioon perinnemaisemien erityispiirteet. Monimuotoisuuden turvaamista jatketaan talousmetsissä.

**Tavoite 12.** Uhanalaisten lajien häviäminen Suomesta on estetty, uhanalaisimpien lajien suojelun tasoa on parannettu ja uhanalaistumiskehitys on pysäytetty.

**Tavoite 13.** Suomen viljely- ja puutarhakasvilajikkeiden ja niiden luonnonvaraisten sukulaislajien, metsäpuiden, kalaston ja kotieläinrotujen perinnöllinen monimuotoisuus on säilytetty ja turvattu (Valtioneuvosto 2012)

Biodiversiteettistrategiassa mainitaan useita suoraan kytkeytyneisyyden edistämiseen liittyviä seikkoja, ja lisäksi vieraslajien leviämisen vähentäminen sekä vihreä infrastruktuuri. Siinä mainitaan muun muassa maisematason suunnittelu, luontotyyppien kytkeytyneisyys sekä ekologiset käytävät (Valtioneuvosto 2012). Ilmastonmuutoksen vaikutusten vuoksi tavoitteena on parantaa koko luonnonsuojelujärjestelmän kytkeytyneisyyttä (Valtioneuvosto 2012). Tavoitteessa 11 sanotaan, että ”vihreä infrastruktuuri yhdistää suojelualueiden verkoston laajempiin maisemakokonaisuuksiin” (Valtioneuvosto 2012). Vieraslajien leviämistä valvotaan sekä niiden tuontia ja asettumista torjutaan (Valtioneuvosto 2012). Luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestävä käytön edistämiseksi mainitaan suojelun integroiminen osaksi kaikkea ympäristöön vaikuttavaa lainsäädäntöä ja päätöksentekoa (Valtioneuvosto 2012). Toisaalta korostetaan vapaaehtoisen suojeluun kannustamista (Valtioneuvosto 2012). Myös esimerkiksi 2012 hyväksytty kalatiestrategia lisää uhanalaisten ja vaarantuneiden vaelluskalojen tarvitsemaa ekologista kytkeytyneisyyttä (Valtioneuvosto 2012).

#### 2.2.3.2. Luonnonsuojelupolitiikan keinot Suomessa

Biodiversiteetin säilyttämisen tavoitetta voidaan edistää suojelemalla pinta-alaa, suojelemalla kytkeytyneisyyttä, ennallistamalla ja hoitamalla alueita tai vaikuttamalla biodiversiteetin tilaan muilla tavoin. Jos pyritään politiikkakeinojen avulla saavuttamaan muu kuin luontainen tila, esimerkiksi säilyttämään perinnebiotooppi, tarvitaan jatkuvaa hoitoa. On kuitenkin asetettu kyseenalaiseksi, onko yhteiskunnalliseen hoitoon varaa ja onko monimuotoisuuden säilyttäminen jatkuvan hoidon avulla tarpeellista.

Luonnonsuojelupolitiikan keinot voidaan ryhmitellä karkeasti kaavoitukseen, varsinaisiin luonnonsuojelualueisiin, muihin suojelualueisiin, luonnonsuojelualueita yhdistäviin keinoihin, lajisuojeluun ja ympäristötukiin. Seuraavaksi Suomessa yleisesti käytetyt luonnonsuojelupolitiikan keinot esitellään jaettuna kahden eri kriteerin mukaan. Toisaalta keinot on jaettu hallinnollisen luonteen mukaan määrääviin ja taloudellisiin keinoihin (luonteeltaan pelkästään informatiivisia ei käsitellä tässä tutkimuksessa) ja toisaalta ekologisten kytkeytyneisyyteen vaikuttavan käytännön toimissa monimuotoisuuden suojeluun vaikuttavan mekanismin mukaan lajiteltuna eli jaettuna pinta-alaa suojeleviin sekä kytkeytyneisyyttä suojeleviin keinoihin ja ennallistamiseen ja hoitoon (Taulukko 2). Seuraavaksi käsitelen lyhyesti eri keinoryhmiä ja mekanismeja, joihin ne vaikuttavat. Ensin käsitelen lainsäädännöllisiä ja sen jälkeen taloudellisia keinoja.

Taulukko 2. Suomen luonnonsuojelupolitiikan keinoja jaettuna hallinnollisen luonteen mukaan (rivit) ja ekologiseen kytkeytyneisyyteen vaikuttavan mekanismin mukaan (sarakkeet).

	Pinta-ala suojelevat	Kytkeytyneisyyttä suojelevat ja edistävät	Ennallistaminen ja hoito
<b>Lainsäädännölliset</b>			
Kaavoitus	X	X	
Lajisuojaus (etenkin erityisesti suojeltavat lajit & luonto- ja lintudirektiivin lajit)	X		
Luonnonsuojelualueet	X	X	X
Luontotyyppit	X		
Muut suojelualueet	X		
Suojelualueita yhdistävät keinot		X	
YVA	X	X	X
<b>Taloudelliset</b>			
Maatalouden ympäristötuet	X		X
Muut tuet	X		X

Maa- ja rakennuslain mukainen maankäytön suunnittelu (valtakunnalliset alueidenkäyttötavoitteet, maakuntakaavat, yleiskaavat, asemakaavat, kunnan rakennusjärjestys, ranta-asemakaavat) ohjaavat pinta-alan suojelua ja vaikuttavat suoraan kytkeytyneisyyteen. Luonnonsuojelun kannalta tärkeät alueet voivat kuitenkin jäädä nykyään kokonaan kaavoituksen ulkopuolelle (Similä ym. 2010). Alueidenkäyttötavoitteissa mainitaan tavoite säilyttää ekologisia yhteyksiä.

Lajisuojaus eli luonto- ja lintudirektiiveissä (Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2009/147/EY ja Neuvoston direktiivi 92/43/ETY) listattujen lajien suojelu sekä luonnonsuojeluasetuksen erityisesti suojeltavien ja uhanalaisten lajien suojelu suojelevat lajien lisäksi samalla pinta-alaa, joka voi olla erittäin pienikin, eikä ota huomioon kytkeytyneisyyttä. Lajisuojaus on kuitenkin vain osa luonnonsuojeludirektiivejä ja kansallista lainsäädäntöä, ja molemmissa otetaan myös kytkeytyneisyys huomioon.

Erityyppiset luonnonsuojelualueet suojelevat pinta-alaa, pyrkivät kytkeytyneisyyteen ja niitä myös hoidetaan ja ennallistetaan. Luonnonsuojelualueita ovat EU direktiivien (Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2009/147/EY ja Neuvoston direktiivi 92/43/ETY) määrittämät suojelualueet eli Natura 2000 -verkosto, sekä luonnonsuojelulain luonnonpuistot, kansallispuistot ja yksityismaiden suojelualueet. Luontoarvoihin perustuvia suojelualueita ovat myös metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt, soiden, lintuvesien, harjujen, lehtojen, rantojen ja vanhojen metsien suojeluohjelmaan kuuluvat ja koskiensuojelulla suojellut kohteet ja METSO-ohjelman suojelualueet. Luonnonsuojelualueiden ja suojeluohjelmien suunnittelussa on pyritty ottamaan kytkeytyneisyys huomioon. Kytkeytyneisyyden huomioimisen tärkeys on korostunut, esimerkiksi tulevassa soidensuojelun täydennysohjelmassa priorisointi tehdään Zonation-ohjelmalla, joka ottaa huomioon kohteiden kytkeytyneisyyden muihin suolaikkuihin (professori Janne Kotiaho, Jyväskylän yliopisto, henkilökohtainen tiedonanto). Habitaattidirektiivin ja lintudirektiivin tavoitteisiin sisältyy kytkeytyneisyyden suojelu. Kansallispuistoille laaditaan luonnonsuojelulain ja erämaa-alueille erämaalain mukaiset hoito- ja käyttösuunnitelmat, mikä suojelee ja edistää alueelle ominaisen lajiston kokemaa kytkeytyneisyyttä. Myös muille luonnonsuojelualueille voidaan laatia hoito- ja käyttösuunnitelmaa. Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden turvaamiseen pyrkivä METSO-ohjelma perustuu vapaaehtoiseen suojeluun (Laita ym. 2012). METSO alueet valitaan luonnontieteellisin valintaperustein ja METSO-ohjelmassa pyritään myös parantamaan talousmetsien luonnonhoitoa (Laita ym. 2010). METSO-ohjelmassa käytetään kytkeytyneisyyden selvittämisessä apuna Zonation-ohjelmaa

(Ympäristöministeriö 2013). METSO:n vapaaehtoisuus voi kuitenkin johtaa helposti siihen, että alueet eivät ole kytkeytyneitä (Similä ym. 2010, Keto-Tokoi & Kotiaho 2013).

Luonnonsuojelulain luontotyyppien suojelu suojelee vain pinta-alaa, sillä alueiden hajanaisuuden takia kytkeytyneisyys ei säily. Muut suojelualueet (suojellut maisema- ja merialueet, kansalliset kaupunkipuistot, luonnonmuistomerkit, erämaa-alueet ja valtion retkeilyalueet) suojelevat myös pinta-alaa, mutta se ei välttämättä ole luonnonarvoiltaan arvokasta. Lajiston kokema kytkeytyneisyys kuuluu kansallisen kaupunkipuiston kriteereihin (Similä ym. 2010).

Suojelualueita yhdistäviä keinoja ovat ekologiset käytävät, suojavyöhykkeet luonnonsuojelualueiden ympärillä ja mahdollisesti tulevaisuudessa myös vihreä infrastruktuuri, jotka vaikuttavat erityisesti kytkeytyneisyyteen. Ne eivät välttämättä ole lainsäädännöllisiä. Suomessa vihreä infrastruktuuri ei vielä kuulu virallisiin politiikkakeinoihin, eikä sitä ole kansallisesti määritelty. Teiden ja rautateiden pirstovan vaikutuksen vähentämiseksi on rakennettu yli- ja alikulkuja. Uusia kytkeytyneisyyselementtejä pitäisi kuitenkin rakentaa vain, kun pirstoutumista ei voida välttää muilla keinoilla, sillä ne ovat usein kalliita, lajien vaatimukset ovat tapauskohtaisia ja jotkut uudet yhdyselementit voivat myös olla haitallisia lajistolle (Mazza ym. 2011).

YVA:n eli tiettyjen hankkeiden ympäristövaikutusten arvioinnin tavoitteena on edistää ympäristövaikutusten huomioonottoa suunnittelussa ja päätöksen teossa (Laki ympäristövaikutusten arviointimenettelystä 1994/468). YVA liittyy ympäristöluvan hakemiseen. YVA:ssa ei välttämättä huomioida kytkeytyneisyyttä ja niissä tarkastellaan hankkeita yksittäisinä.

Taloudellisia keinoja ovat mm. perinnebiotooppien hoidon erityistuki, muut EU:n tuet sekä muut rahoitukset, metsätalouden ympäristötuki ja kestävä metsätalouden rahoituslain luonnonhoitohankkeet. Maatalouden ympäristö- ja erityistuet ovat taloudellisia keinoja, jotka suojelevat pinta-alaa ja joilla ylläpidetään kohteita tai parannetaan niiden laatua. Ympäristötuet kattavat suuren pinta-alan, mutta vaikutukset biodiversiteetin suojeluun eivät ole olleet niin hyvät kuin ne voisivat olla (Kuussaari ym. 2008, Arponen ym. 2013). Myös METSO-ohjelma voidaan nähdä taloudellisena keinona, hallinnollisena ekosysteemipalveluista maksamisena (Primmer ym. 2013), vaikka tämän tutkimuksen luokittelussa se kuuluikin luonnonsuojelualueiden ryhmään. Nykyistä METSO-ohjelmaa edelsi luonnonarvokaupan pilottijakso, joka oli kilpailuun perustuvaa ekosysteemipalveluista maksamista (Primmer ym. 2013).

Varsinaisia yhteistoiminnallisia, osallistavia tai vapaaehtoisia keinoja ei juurikaan ole Suomessa käytössä. Olemassa oleva, mutta vähän käytetty vapaaehtoinen virallinen suojelukeino on yksityismaiden vapaaehtoinen suojelu. Suojelu osana METSO-ohjelmaa on myös vapaaehtoista. Monenlaiseen viralliseen suunnitteluun, kuten kaavoitukseen on mahdollista osallistua.

Metsähallituksen hallinnoimat alueet muodostavat erikoistapauksen, jota ei ole kokonaisuudessaan sisällytetty taulukkoon. Metsähallituksen hallinnoimilla alueilla tehdään alueellisia luonnonvarasuunnitelmia, joiden tekoon kuuluu 1990-luvulla tehtyjen maisematasoisen alue-ekologisen suunnitelmien päivitys (Karvonen 2011). Nykytilan arvioinnin pohjana on kerätty inventointitieto ja paikkatietoaineistot (Karvonen 2011). Luonnonsuojelun ja kytkeytyneisyyden tavoittelun idea on läpileikkaava: alueita tarkastellaan myös ekologisen verkoston näkökulmasta ja luontokohteista, joita ovat siis metsä- ja luonnonsuojelulain nojalla suojellut kohteet, pyritään rakentamaan keskittymiä (Karvonen 2011). Metsähallituksen ekologisen verkoston määritelmään kuuluvat ytimet, ekologiset yhteydet ja tukialueet (Lehtonen ym. 2011) (vrt. myös vihreän infrastruktuurin rakenne s. 40). Ytimiä ovat lakien nojalla suojellut kohteet, alue-ekologisen suunnittelun luontokohteet, jotkin lajiesiintymät, ja Metsähallituksen suojelumetsät (Lehtonen ym.

2011). Yhteyksiä ovat ekologiset käytävät ja askelkivet, joissa oleellista on esim. metsän peitteisyys (Lehtonen ym. 2011). Tukialueilla tehdään metsätaloustoimenpiteitä, ne voivat olla esim. monimuotoisuuden erityisalueita tai retkeilyalueita, toisaalta myös säästöpuut ja muut säästökohdeet muodostavat osan ekologista verkostoa (Lehtonen ym. 2011). Tässä tutkimuksessa ei selvitetty erityisesti Metsähallituksen suunnittelujärjestelmään liittyviä tekijöitä, vaan sitä käsiteltiin osana Suomen luonnonsuojelupolitiikkaa.

Taulukossa 2 ei ole esitetty valtakunnan tason strategioita ja luonnonsuojelun kokonaissuunnittelua, koska ne ohjaavat lainsäädäntöä ja taloudellisia keinoja sekä kaikkiin ekologiisiin mekanismeihin vaikuttavia keinoja. Taulukossa ei myöskään käsitellä metsästystä, jolla voidaan vaikuttaa suoraan monimuotoisuuteen säätelemällä metsästettävien lajien ja siten myös niistä riippuvaisten lajien kantoja. Eri keinoja tarkasteltaessa on muistettava, että politiikkakeinot muodostavat kokonaisuuden, joka on parhaassa tapauksessa enemmän kuin osiensa summa. Esimerkiksi yksinään nykyiset pienialaiset metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt (METE-kohteet) eivät onnistu suojelemaan harvinaisia lajeja tai muodostamaan toimivaa kytkeytynyttä verkostoa (Hanski 2006, Pykälä 2007). METE-kohteet ovat itsessään niin pieniä, että ilman suojavyöhykettä niiden lajisto kärsii sukupuuttovelasta (Selonen & Kotiaho 2013). Ne kuitenkin lisäävät toiminnallisen suojelualueverkoston laikkujen välisiä yhteyksiä ja siten parantavat osaltaan verkoston kokonaisuutta (Laita ym. 2010). Laajentamalla METE-kohteita 10 hehtaarin suuruusluokkaan, ne pystyisivät vaikuttamaan monimuotoisuuden säilymiseen säilyttämällä paikalliskantoja, mutta eivät pystyisi yksin turvaamaan metsälajien monimuotoisuuden säilymistä (Hanski 2006).

Politiikkakeinoilla tarkoitan tässä tutkimuksessa erilaisia tapoja ja menetelmiä, joilla edistetään valtion virallisia poliittisia tavoitteita. Tutkimuksessa keskityn biodiversiteetin säilyttämisen kannalta hyödyllisen ekologisen kytkeytyneisyyteen positiivisesti vaikuttaviin politiikkakeinoihin. Tutkimuksen tarkastelunäkökulma käsittelee Suomea, mutta oletuksena on, että EU politiikka vaikuttaa vahvasti kansallisen tason politiikkoihin. Lähtökohtana on myös, että kokonaisuudessaan politiikka ei ole ollut riittävää, sillä monimuotoisuuden köyhtyminen jatkuu. Seuraavaksi tarkastelussani on uudenlainen politiikan lähestymistapa, vihreä infrastruktuuri.

## 2.3. Vihreä infrastruktuuri

Ensimmäisessä alaluvussa avaan vihreän infrastruktuurin käsitettä ja tarkastelen sen suhdetta ekosysteemipalveluiden ja biodiversiteetin käsitteisiin. Koska käsitteet ja niiden suhteet eivät ole yksiselitteisiä, taustoitus on melko laaja. Käsitteiden jälkeen tarkastelen vihreän infrastruktuurin arvioimista. Lopuksi kuvaan käytännön toteutuksia Euroopassa sekä Suomen tilannetta.

### 2.3.1. Keskeiset käsitteet: Vihreä infrastruktuuri ja sen merkitys ympäristöpolitiikassa

Vihreä infrastruktuuri on määritelty useilla toisistaan jonkin verran poikkeavilla tavoilla. Yhteistä kaikille käsitteille on kuitenkin alueiden kytkeytyneisyys sekä tavoite ekosysteemipalveluiden turvaamisesta, ja vähintään taustalla on ajatus biodiversiteetin suojelusta. Ekosysteemipalvelut ovat luonnon ihmisille tuottamia palveluita, joiden määritelmiä käsittelem seuraavaksi tarkemmin.

#### 2.3.1.1. Ekosysteemipalvelut

Ekosysteemien toiminnot tuottavat palveluita, kun niitä arvioidaan ihmisten arvojen kautta (Costanza ym. 1997, De Groot ym. 2002). Nykyinen yhteiskuntamme on rakentunut saastumattoman ja muutenkin luonnontilaisen ympäristön tuottamien palveluiden varaan.



Vuosituhanen ekosysteemi-arvion (MEA 2003), joka vaikutti merkittävästi ekosysteemipalvelukäsitteen valtavirtaistumiseen, mukaan ekosysteemipalvelut ovat hyötyjä, joita ihmiset saavat ekosysteemeistä. MEA (2003) esitteli paljon käytetyn jaon tuotanto- (*provisioning*), säätely- (*regulating*), kulttuuri- (*culture*) ja ylläpitäviin (*supporting*) palveluihin (Kuva 2). Tuotantopalveluita ovat esimerkiksi ruoka ja polttopuut, sääntelypalveluita ilmaston säätely ja veden puhdistus, kulttuuripalveluita esteettiset arvot ja kulttuuriperintö, sekä ylläpitopalveluita ravinteiden kierto ja primäärituotanto (MEA 2003). Ylläpitopalveluita voidaan suomeksi kutsua myös tukipalveluiksi.

Tuotantopalvelut	Sääntelypalvelut	Kulttuuripalvelut
Ekosysteemeistä saadut tuotteet	Ekosysteemien prosessien säätelystä saadut hyödyt	Ekosysteemeistä saadut ei materiaaliset hyödyt
<b>Ylläpitopalvelut</b>  Palvelut, jotka ovat muiden ekosysteemipalvelujen tuoton kannalta välttämättömiä		

Kuva 2. Ekosysteemipalveluiden jako tuotantopalveluihin, sääntelypalveluihin, kulttuuripalveluihin ja ylläpitäviin palveluihin (kuva MEA 2003 mukaan).

MEA luokittelun lisäksi ekosysteemipalveluita luokitellaan kahdella muulla kansainvälisesti laajassa käytössä olevalla luokittelusysteemillä: TEEB ja CICES (European Commission 2013a). TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) -hanke pyrkii tekemään näkyväksi yhteydet talouden ja sen ekologisen perustan välillä (TEEB 2010). Tärkeä ero MEA ja TEEB luokittelun välillä on, että TEEB luokittelussa ylläpitopalvelut eivät esiinny omana luokkana, vaan osana ekosysteemien prosesseja, ja toisaalta habitaattipalvelut muodostavat oman TEEB ekosysteemipalveluluokkansa. Habitaattipalvelut koostuvat muuttavien eläinten elinkierron ylläpidosta ja geneettisen monimuotoisuuden ylläpidosta (TEEB 2010). CICES (Common International Classification of Ecosystem Services) on Euroopan ympäristötoimiston (EEA) kehittämä ekosysteemipalveluiden luokittelujärjestelmä, joka on kehitetty luonnonpääoman laskemista varten (European Environment Agency 2013). CICES luokittelussa ekosysteemipalvelut jakaantuvat tuotanto-, säätely- ja ylläpito-, sekä kulttuuripalveluihin, jotka jakautuvat edelleen tarkempiin osa-alueisiin, ryhmiin ja luokkiin. MAE luokittelu on maailmanlaajuisesti tunnettu, TEEB luokittelu on päivitetty versio MAE luokittelusta ja sitä käytetään Euroopan TEEB tapaustutkimuksissa, ja CICES taas on edellisiin määritelmiin perustuva hierarkkinen luokittelujärjestelmä, joka on erityisesti sovellettu luonnonpääoman arvottamista varten (European Commission 2013a). Ekosysteemipalveluiden lokerointi kuitenkin estää ekosysteemipalveluiden prosessimainen rakenteen ymmärtämistä (Ratamäki 2013).

Ekosysteemipalvelulähestymistapa ”pyrkii integroimaan eri ympäristöongelmien arvioinnin ja kestävä kehityksen kiinnittämällä huomiota suureen määrään ekosysteemien toimintoja ja ekosysteemipalveluita, niiden keskinäisiin riippuvuuksiin ja yhteiskunnallisen tarpeeseen, niin ympäristön ja luonnonvarasuunnittelussa kuin päätöksenteossakin” (Primmer & Furman 2012, käännös AS). Eri ekosysteemipalveluiden tuoton välillä esiintyy sekä synergiaetuja että ristiriitoja. Esimerkiksi tiheästi asutuilla alueilla luonnonsuojelun ja virkistyskäytön välillä voi olla ristiriitaa (Niemelä ym. 2010).

Suurin osa ihmisistä asuu kaupungeissa ja väestön urbanisoituminen jatkuu. Ekosysteemipalvelut ovat siis kaupunkien lähellä arvokkaampia, jos arvo mitataan

käyttämäärällä. Kaupunkien rakentaminen ja laajeneminen asettavat haasteita ekosysteemipalveluiden tuotolle, joten ekosysteemipalveluiden tuottamista on tärkeä pohtia urbaanissa kontekstissa (Tzoulas ym. 2007, Niemelä ym. 2010). Toisinaan vihreää infrastruktuuria on käsitelty vain urbaanissa kontekstissa vastineena kaupungin viheralueverkostolle. Jotta ekosysteemien toiminta ja ekosysteemipalveluiden tuotto olisi mahdollista, on laajemman mittakaavan käyttö tarpeellista.

### 2.3.1.2. Vihreä infrastruktuuri

Tässä tutkimuksessa vihreällä infrastruktuurilla tarkoitan toisiinsa kytkeytyneitä alueita, jotka mahdollistavat ekosysteemien prosessien toiminnan ja tuottavat ekosysteemipalveluita. Tässä tutkimuksessa vihreän infrastruktuurin tavoitteena näen olevan ekosysteemipalveluiden tuottamisen lisäksi luonnon monimuotoisuuden säilyttämisen.

Eri mittakaavatasoilla tarkasteltuna vihreä infrastruktuuri koostuu erilaisista elementeistä. Paikallisella tasolla siihen sisältyvät muun muassa monimuotoiset puistot, purot, niityt, alueellisella ja kansallisella suuret suojelualueet, järvet, joen suistot, luonnonarvoja sisältävät metsät, vähäintensiteettinen maatalousmaa, ja EU tasolla rajoja ylittävät elementit, kuten vuoristot (European Commission 2013b).

Komission tiedonannon mukaan vihreä infrastruktuuri on ”strategisesti suunniteltu verkosto, jossa on luonnontilassa olevia alueita, osaksi luonnontilassa olevia alueita ja muita ympäristöön liittyviä tekijöitä, jotka on suunniteltu tuottamaan useita erilaisia ekosysteemipalveluita ja jota hoidetaan tässä tarkoituksessa (Euroopan komissio 2013). Siihen sisältyy viheralueita (tai sinisiä alueita, jos kyseessä ovat vesiekosysteemit) ja muita fyysisiä elementtejä maa-alueilla (myös rannikkoalueilla) ja merialueilla. Maa-alueilla vihreää infrastruktuuria on maaseudulla ja kaupunkiympäristössä” (Euroopan komissio 2013). Vihreän infrastruktuurin periaate on, että sen suunnittelu otetaan tietoisesti osaksi aluesuunnittelua (Euroopan komissio 2013). Tiedonannon mukaan vihreä infrastruktuuri auttaa ymmärtämään luonnon tuottamia hyötyjä ja välttämään luonnonmukaisten ratkaisujen korvaamista harmaan infrastruktuurin rakenteilla (Euroopan komissio 2013).

Tiedonannossa todetaan, että vihreän infrastruktuurin kehittäminen EU:ssa on murroskohdassa (Euroopan komissio 2013). Eri tasojen toimintaan tulisi saada johdonmukaisuutta tavoitteiden saavuttamiseksi ja yksityiskohtaisten sääntöjen luominen olisi tarpeellista tehdä mahdollisimman pian (Euroopan komissio 2013). Muun muassa luonnon monimuotoisuuden suhteesta ekosysteemipalveluihin, ekosysteemien tilasta ja ekosysteemeistä tarvitaan lisää tietoja. Tiedonannossa mainitaan, että tietoja tarvitaan, jotta ekosysteemipalvelut olisi mahdollista hinnoitella (Euroopan komissio 2013). Ekosysteemipalveluiden arvottaminen ja luonnon pääoman laskeminen vaikuttaakin tulleen hyvin keskeiseksi osaksi EU:n biodiversiteettipolitiikkaa (Costanza ym. 1997).

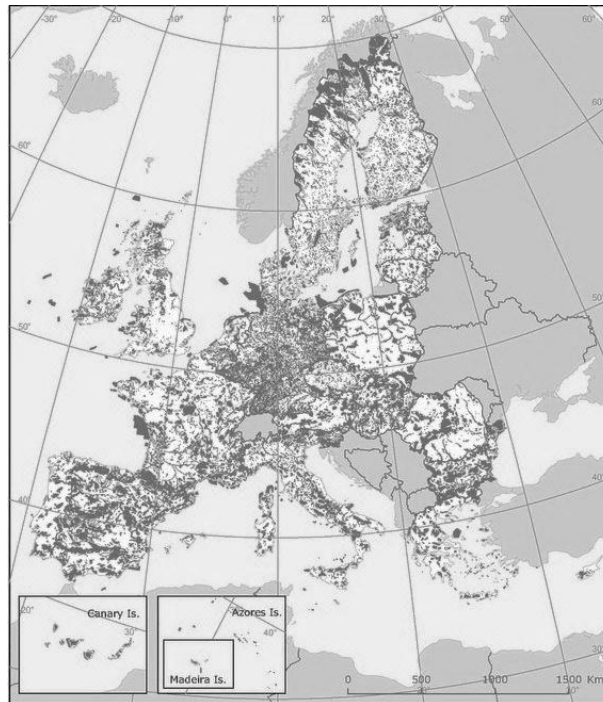
Vihreän infrastruktuurin suunnitteleminen on tällä hetkellä vapaaehtoista. Tiedonannon mukaan vihreän infrastruktuurin strategia tulee toteuttaa mahdollistavana kehyksenä, ja voidaan toimeenpanna osana nykyistä lainsäädäntöä, politiikkainstrumentteja ja rahoitusta (Euroopan komissio 2013). Kansallisen tason viranomaisilla on oleellinen rooli vihreän infrastruktuurin strategioiden kehittämisessä ja alueellisella tai paikallisella tasolla toteuttamisessa (European Commission 2013b). Tekniset ohjeet vuosiksi 2014–2020 laaditaan vuoden 2013 loppuun mennessä (Euroopan komissio 2013). Komissio tutkii mahdollisuuksia kehittää Euroopan laajuista vihreän infrastruktuurin verkostoa koskeva aloite (EU TEN-G) 2015 loppuun mennessä ja arvioi vihreän infrastruktuurin kehitystä 2017 loppuun mennessä (Euroopan komissio 2013).

Vihreän infrastruktuurin ajatus on kokonaisvaltainen sisältäen useita politiikkasektoreita, vaikka toisaalta pyrkimyksiä kokonaisvaltaiseen luonnon ja ihmisen

yhdistävään politiikkaan on ollut aikaisemminkin, esim. UNESCO:n Man and Biosphere -ohjelmassa (UNESCO 2012). Vihreän infrastruktuurin strategia (Euroopan komissio 2013) tekee avauksen EU:n yhteisen maankäytön suunnittelun ja ohjauksen suuntaan. EU:n vihreä infrastruktuuri -lähestymistapa on siis sisältönsä lisäksi myös mittakaavaltaan uutta: maankäytön suunnittelu on tehty tähän asti suurimmaksi osaksi kansallisella, alueellisella ja paikallisella tasolla, eikä EU ole puuttunut siihen.

Institute for European Environmental Policy (IEEP):n tekemän komission tilaaman tutkimuksen määritelmän mukaan vihreä infrastruktuuri koostuu kuudesta pääelementistä: ydinalueista (*core areas*), ennallistamisvyöhykkeistä (*restoration zones*), kestävän käytön vyöhykkeistä (*sustainable use/ecosystem service zones*), urbaaneista viheralueista (*green urban areas*), luonnollisista yhdysalueista (*natural connectivity features*) ja rakennetuista yhdysalueista (*artificial connectivity features*) (Mazza ym. 2011). Käsitteen taustalla voidaan siis nähdä ekologisten verkostojen käsite, joka muodostuu esimerkiksi ydinalueista, ekologisista käytävistä, suojavyöhykkeistä ja ekologisen uudelleenrakentamisen (ennallistamisen) vyöhykkeistä (Tillman 2005).

Vihreän infrastruktuurin ydinalueita ovat suuret luonnonsuojelualueet. Ydinalueiden onkin korostettu olevan vihreän infrastruktuurin tärkein osa (esim. Mazza ym. 2011), mikä onkin vihreän infrastruktuurin tavoitteiden, eli erityisesti ekosysteemipalveluiden tuottamisen, mutta myös monimuotoisuuden säilyttämisen kannalta, kannalta järjestelmäinen rajaus. Euroopan vihreän infrastruktuurin ranka muodostuu Natura 2000 -suojelualueiden verkostosta (European Commission 2013d, Kuva 3). Natura 2000 -verkosto koostuu habitaatti- ja lintudirektiivien perusteella suojelluista alueista, jotka muodostavat ekologisesti kytkeytyneen verkoston (Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2009/147/EY, Neuvoston direktiivi 92/43/ETY, Kuva 3). Natura alueiden keskeistä roolia ei kuitenkaan erityisesti korosteta vihreää infrastruktuuria koskevassa kommunikaatiossa tai sen taustadokumentissa (Euroopan komissio 2013, European Commission 2013b). Ydinalueiden lisäksi tarvitaan ydinalueet yhdistävä verkosto, jotta lajit ja ekosysteemin prosessit säilyisivät. On siis tärkeää ymmärtää, että Natura 2000 -verkosto muodostaa tukirangan sekä Euroopan vihreälle infrastruktuurille että ekologiselle kytkeytyneisyydelle – ei yksistään riittävää verkostoa. Ydinalueiden määrän ja laadun on oltava riittävän hyviä (Mazza ym. 2011).



Kuva 3. Natura 2000 -suojelalueverkosto muodostaa Euroopan vihreän infrastruktuurin rangan (Kuva: European Environment Agency 2012).

Vihreä infrastruktuuri on osittain vaihtoehtoista harmaan infrastruktuurin rakentamiselle ja tuottaa sen kanssa samanlaisia palveluja mutta kustannustehokkaammin, esimerkiksi sitoo tulvavesiä ja puhdistaa vettä. Käsitteelle ei ole vain yhtä vakiintunutta määritelmää (European Environment Agency 2011 s. 30, Wright 2011). Wrightin (2011) tekemän analyysin mukaan erilaisia vihreän infrastruktuurin määritelmiä yhdistävät tekijät ovat kytkeytyneisyys, monitoimintaisuus ja vihreys. European Environment Agency:n (2011 s. 30) mukaan yhdistäviä tekijöitä ovat kytkeytyneisyys, monitoimintaisuus ja viisas luonnonsuojelu. Monitoimintaisuus tarkoittaa useiden yhtäaikaisten ekosysteemipalveluiden tuottamista. Vihreä infrastruktuuri -käsitteellä kuvataan tavallisesti viheralueiden ja -elementtien muodostamaa verkostoa, joka kytkeytyneisyytensä ansiosta tuottaa lisäarvoa ja kestää häiriöitä paremmin (European Environment Agency 2011 s. 30). Eri määritelmien painotus ekosysteemipalveluiden ja biodiversiteetin suojelun sekä urbaanien alueiden ja laajemman mittakaavatasen välillä vaihtelee. Esimerkkejä vihreää infrastruktuuria edistävästä organisaatioiden ja politiikkakeinojen tavoitteista ovat: luonnonsuojelu ja ekosysteemien resilienssin lisääminen, ekosysteemipalveluiden tuotto, ilmastonmuutokseen sopeutuminen tai haittojen vähentäminen, vesien, tulvien ja katastrofien kontrollointi ja rannikoiden suojelu sekä merialueiden paikkatietopohjainen suunnittelu (Mazza ym. 2011).

Vihreä infrastruktuuri on melko uusi käsitteenä, mutta ei ajatuksena (Wright 2011). Ekologisten verkostojen käsite voidaan nähdä vihreän infrastruktuurin käsitteen edeltäjänä. Vihreä infrastruktuuri tuo lisää ekologisten verkostojen käsitteeseen ihmiselle hyödyllisen monimuotoisuuden ja urbaanit elementit (European Commission 2013b). Luonnontilaisten alueiden väheneminen, ympäristön tilan huonontuminen, ilmastonmuutos ja ekosysteemipalveluiden merkityksen nousu kansainvälisessä politiikassa ovat luultavasti

vahvimpia taustavaikuttajia vihreä infrastruktuuri lähestymistavan nousuun. Vihreä infrastruktuuri -lähestymistapa on osa ajattelutavan muutosta. Siinä ymmärretään aiempaa paremmin ihmisen toiminnan vaikuttavan haitallisesti sellaisiin ekosysteemien prosesseihin, joista olemme riippuvaisia, ja tarve suojella ekologisia kokonaisuuksia yksittäisten lajien tai alueiden sijasta.

Komission määritelmässä ei erikseen mainita tavoitteena biodiversiteetin suojelua kuten useissa muissa määritelmissä, esimerkiksi useissa komission tilaamissa vihreän infrastruktuurin tutkimuksissa. Esimerkiksi Nauman ym. (2011a) tutkimuksessa käytetty määritelmä on seuraava: ”Vihreä infrastruktuuri on luonnontilaisten ja osittain luonnontilaisten alueiden, rakennepiirteiden, ja vihreiden alueiden muodostama verkosto maaseutu- ja urbaaneilla alueilla, maalla, makeissa ja suolaisissa vesistöissä sekä rannikkoalueilla, jotka yhdessä edistävät ekosysteemien terveyttä ja resilienssiä, edesauttavat monimuotoisuuden suojelua ja hyödyttävät ihmisiä ylläpitämällä ja edistämällä ekosysteemipalveluja. Vihreää infrastruktuuria voidaan vahvistaa strategisilla ja koordinoituilla aloitteilla, jotka keskittyvät ylläpitämään, ennallistamaan, parantamaan ja yhdistämään olemassa olevia alueita ja rakennepiirteitä, kuin myös luomaan uusia alueita ja rakennepiirteitä” (Käännös AS. Samaa määritelmää käytetty myös seuraavissa komission tilaamissa vihreän infrastruktuurin tutkimuksissa: Mazza ym. 2011, Nauman ym. 2011b). Lisäksi kommunikaation liitteessä väitetään yleisesti käytössä olevien määritelmien vastaisesti, että koska ihmiset eivät suoraan käytä ylläpitopalveluita, ne eivät ole tiukasti osa ekosysteemipalveluita (European Commission 2013b). Ylläpitopalvelut ovat kuitenkin välttämättömiä muiden ekosysteemipalveluiden tuotolle ja niiden samoin kuin monimuotoisuuden roolin huomiotta jättäminen voi estää ekosysteemipalveluiden säilymisen pitkällä aikavälillä. Vieläkin huomattavampaa on, että kommunikaation liitteessä väitetään Natura 2000 -verkoston täyttävän Luonnon monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen velvoitteet EU:n osalta (European Commission 2013b), vaikka luonnon monimuotoisuuden köyhtyminen jatkuu.

Monimuotoisuuden säilyttämisen tavoite on vihreän infrastruktuurin kommunikaatioita selkeämmin esillä Euroopan komission internetsivuilla (European Commission 2013c, 2013d, Euroopan komissio 2013). Internetsivujen mukaan vihreän infrastruktuurin käsite sisältää monien yhtäaikaisten hyötyjen tuottamisen, ekosysteemien yhdistyneisyyden ja suojelun (European Commission 2013c). Toisaalta myös EU:n vihreää infrastruktuuria koskevan kommunikaation liitetiedostossa vihreästä infrastruktuurista saatavien ryhmien luettelossa suojeluhuodyt mainitaan yhtenä ryhmänä, joita ovat lajien, habitaattien ja geneettisen monimuotoisuuden olemassaolon itseisarvo ja altruistinen perintö seuraaville sukupolville (European Commission 2013b). Myös ekosysteemien resilienssi mainitaan yhtenä hyötyryhmänä (European Commission 2013b). Vihreän infrastruktuurin siis oletetaan tuottavan hyötyjä monimuotoisuudelle, vaikkei monimuotoisuuden suojelu olekaan aukikirjoitettu tavoite.

Monimuotoisuuden säilyttäminen voi olla jopa ekosysteemipalveluiden säilyttämistä tärkeämpikin tavoite vihreäksi infrastruktuuriksi laskettavissa olevilla hankkeilla ja käsitteillä. Ranskan vihreää infrastruktuuria vastaava käsite ”*La Trame verte et bleue*”, keskittyy monimuotoisuuden suojeluun ekologisia yhteyksiä säilyttämällä ja ennallistamalla (Ministère de l’écologie, du développement durable et l’énergie 2013). Eri maissa käytössä olevia käsitteitä vertaillaan hieman tarkemmin myöhemmässä luvussa (2.3.3), jossa käsitellään vihreän infrastruktuurin suunnittelu- ja toteutustapoja eri maissa.

Osassa määritelmistä, kuten Euroopan komission määritelmässä (Euroopan komissio 2013), vihreän infrastruktuurin todetaan olevan strategisesti suunniteltu viheralueiden verkosto, joissakin määritelmissä taas ei oteta suunnitteluun kantaa, vaan vihreän infran ajatellaan suoremmin olevan jo olemassa. Joka tapauksessa usein määritelmissä on

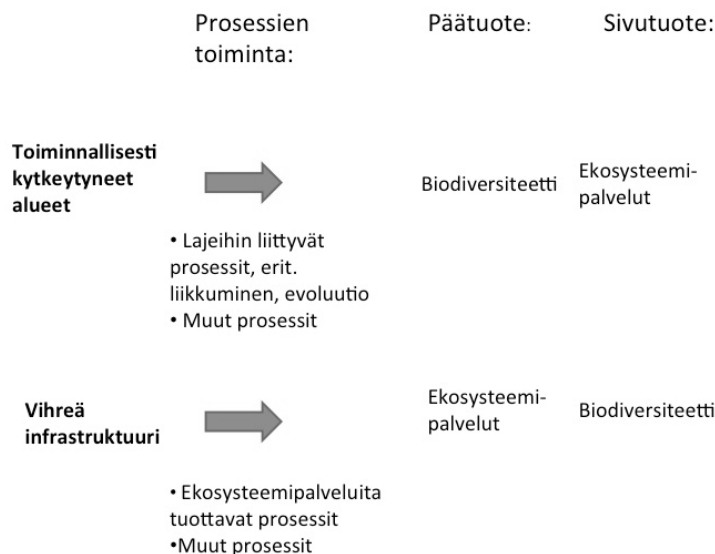
oleellista vihreän infrastruktuurin tarkoituksellinen kehittäminen esimerkiksi ennallistamalla alueita. Vihreän infrastruktuurin käsitettä on myös käytetty tavoilla, jotka nykyisin katsotaan virheellisiksi, esimerkiksi EU:n liikennettä koskevan valkoisen kirjan (Euroopan komissio 2011c) taustadokumentti määrittelee vihreän infrastruktuurin infrastruktuuriksi, jonka tavoite on minimoida ympäristövaikutukset (European Commission 2011, Mazza ym. 2011).

Kytkeytyneisyyden määritelmät vaihtelevat verkoston tai kytkeytyneisyyden maininnasta tarkempiin vihreän infrastruktuurin elementtien määritelmiin. Kapean määritelmän mukaan vihreä infrastruktuuri viittaa vain alueiden kytkeytyneisyyteen, laajemman määritelmän mukaan käsitteeseen sisältyvät myös itse alueet (European Environment Agency 2011 s. 31). Tässä tutkimuksessa käytän yleisesti käytössä olevaa laajempaa määritelmää, jossa alueet sisältyvät vihreään infrastruktuuriin ja siihen sisältyy alueiden kytkeytyneisyyden lisäksi myös ekosysteeminäkökulman mukaisesti ekosysteemien prosessien kytkeytyneisyys eri aika- ja tilamittakaavoissa.

Vihreällä infrastruktuurilla tarkoitan siis tässä tutkimuksessa toisiinsa kytkeytyneitä viher- ja vesialueita, jotka mahdollistavat ekologisten prosessien toiminnan ja tuottavat ekosysteemipalveluita. Samantyyppistä määritelmää on käytetty aikaisemmin, mutta erilaisilla määritelmillä on myös painotettu erilaisia asioita. Pidän monimuotoisuuden säilyttämistä vihreän infrastruktuurin suunnittelun tavoitteena ekosysteemipalveluiden tuoton lisäksi. Tutkimuksessa käytän ekosysteemipalveluista CICES:in mukaista määritelmää, jossa ymmärretään terveiden ekosysteemien tuottavan monenlaisia hyötyjä. Tutkimuksen empiirisessä osassa pyrin tarkemmin ymmärtämään vastaajien käsityksiä käsitteiden sisällöstä.

#### 2.3.1.3. Luonnon monimuotoisuuden, ekosysteemipalveluiden ja vihreän infrastruktuurin suhteet

Biodiversiteetin, ekologisen kytkeytyneisyyden, ekosysteemipalveluiden ja vihreän infrastruktuurin käsitteet eroavat perustavanlaatuisesti siinä, että ekosysteemipalvelut ja siten myös vihreä infrastruktuuri ovat ihmislähtöisiä käsitteitä, kun taas ekologinen kytkeytyneisyys nähdään määritelmästä riippuen laji-, rakenne- tai ekosysteemikeskeisenä. Toiminnallisesti kytkeytyneet alueet mahdollistavat lajeihin liittyvien ja ekosysteemien prosessien toiminnan ja biodiversiteetin säilymisen sekä tuottavat samalla ekosysteemipalveluita (Kuva 4). Ekologisia prosesseja, jotka ovat oleellisia biodiversiteetin säilymisen kannalta, ovat muun muassa lajien leviäminen ja evoluutio (Kuva 4). Vihreä infrastruktuuri mahdollistaa ekosysteemipalveluita tuottavien ekosysteemin prosessien toiminnan ja tuottaa ekosysteemipalveluita, mutta samalla myös mahdollistaa biodiversiteetin säilymisen (Kuva 4).



Kuva 4. Lajikohtaisen toiminnallisen kytkeytyneisyyden ja vihreän infrastruktuurin painotusta korostava yksinkertaistettu vertailu. Myös biodiversiteetti voidaan nähdä kiinteänä osana ekosysteemipalveluita, esimerkiksi habitaattipalvelut omana ekosysteemipalveluluokkana (katso esim. European Environment Agency 2013).

Ekosysteemipalveluiden tuotto on keskeinen osa vihreän infrastruktuurin määritelmää, joten vihreä infrastruktuuri -lähestymistapa sisältää ekosysteemipalvelulähestymistavan. Vihreä infrastruktuuri tuo lisää ekosysteemipalvelulähestymistapaan maantieteellisen suunnittelun ja elementtien monikäyttöisyyden (European Commission 2013b). Vihreän infrastruktuurin säilyttäminen ja ennallistaminen voisi vaikuttaa ekosysteemipalveluihin kolmella positiivisella tavalla: 1) tuottaa uusia ekosysteemipalveluita 2) lisätä joidenkin ekosysteemipalveluiden tuottoa 3) estää olemassa olevien ekosysteemipalveluiden tuoton heikkeneminen (Mazza ym. 2011).

Biodiversiteetti yhdessä abioottisen ympäristön kanssa mahdollistaa ekosysteemipalvelujen tuoton. Toisin sanoen biodiversiteetti on luonnon pääomaa, josta ekosysteemit muodostuvat, ja jotka taas tuottavat hyötyjä eli ekosysteemipalveluita. MEA luokittelussa biodiversiteetti ymmärretään ekosysteemipalveluiden perustaksi (MEA 2003). Biodiversiteetti vaikuttaa suoraan tai korreloi voimakkaasti positiivisesti ainakin joidenkin ekosysteemipalvelujen kanssa (Cardinale ym. 2012). Erityisesti säätelevät ekosysteemipalvelut ovat suoraan riippuvaisia biodiversiteetistä (Mazza ym. 2011). Biodiversiteetin suojelu voikin suojella ekosysteemipalveluita (Onaindia ym. 2012).

Biodiversiteetti ei kuitenkaan ole suoraan ekosysteemipalveluiden alakäsite, sillä ekosysteemipalveluissa oleellista on palveluiden tuotto ihmisille, ei monimuotoisuus itsessään. Kuitenkin joidenkin määritelmien mukaan habitaatit nähdään yhtenä ekosysteemipalveluluokkana (De Groot ym. 2002, TEEB 2010, European Environment Agency 2011 s. 8). Habitaattipalveluiden laskemista omaksi ekosysteemipalveluluokakseen voidaan perustella sillä, että terveiden habitaattien ylläpito on edellytys kaikkien muiden ekosysteemipalveluiden tuotolle (De Groot ym. 2002). Ekosysteemit voidaan nähdä geneettisen tiedon säiliönä ja toisaalta tuottavan suoraan tuotantopalveluita (De Groot ym. 2002). Habitaattien pitäminen ekosysteemipalveluluokkana saattaa tehdä monimuotoisuuden ajattelun tärkeyden näkyvämmäksi ihmisille, joille ekosysteemipalveluiden käsite on uusi, mutta habitaattien ajattelu yhtenä luokkana häiritsee sen ymmärtämistä, että kaikki ekosysteemipalveluluokat

perustuvat habitaattien olemassaoloon. Habitaatit ovat jonkin lajin vaatima elinympäristöjä fysikaalis-kemiallisine ominaisuuksineen.

CICES:in luokittelussa yksi sääätely- ja ylläpitopalveluiden osa-alue on fyysisten, kemiallisten ja biologisten olojen ylläpito, jonka yksi ryhmä on elämänsyklin ylläpito, habitaattien ja geenivarannon suojeleminen (European Environment Agency 2013). Edellä mainitun ryhmän luokkia ovat pölytys ja siementen leviämisen sekä populaatioiden ja habitaattien ylläpito, jonka voidaan katsoa vastaavan biodiversiteettiä. Monimuotoisuuden osatekijöitä sisältyy myös moniin muihin CICES määritelmän palveluihin, kuten luonnonvaraisten kasvien, levien ja niistä saatavien tuotteiden, luonnonvaraisten eläinten ja niistä peräisin olevien tuotteiden luokat ravinnon osa-alueeseen sekä kasvien ja levien, eläinten ja geneettisen materiaalin luokat materiaalien osa-alueeseen tuotantopalveluihin (European Environment Agency 2013).

Biodiversiteetin voidaan nähdä muodostavan perusrakenteen, joka mahdollistaa ekosysteemien prosessien toimimisen. Tietty minimimäärä ekosysteemien ”infrastruktuuria” tarvitaan, jotta ekosysteemipalveluiden tuotto olisi mahdollista (Costanza ym. 1997). Fyysisen rakenteen ajatus on kuitenkin hieman harhaanjohtava, koska luonnon monimuotoisuus ei ole staattinen, vaan koko ajan muutostilassa oleva prosessi. Biodiversiteetin määritelmään sisältyy lajien häviäminen ja uusien syntyminen. Vihreään infrastruktuuriin kuuluu myös muiden prosessien kuin biologisten prosessien toiminta ja biodiversiteettiin kuuluu myös muu monimuotoisuus kuin se, joka tuottaa palveluita. Biodiversiteettiä voidaan käyttää indikaattorina mitattaessa ekosysteemipalvelujen määrää tai laatua, kuten esimerkiksi veden laatua vesipuitelidirektiivin mukaisesti (Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY). Esimerkiksi kasviplanktonia, vesikasveja ja pohjalevästöä, pohjaeläimiä ja kaloja käytetään pintavesien ekologista laatua mitattaessa (Vuori ym. 2006).

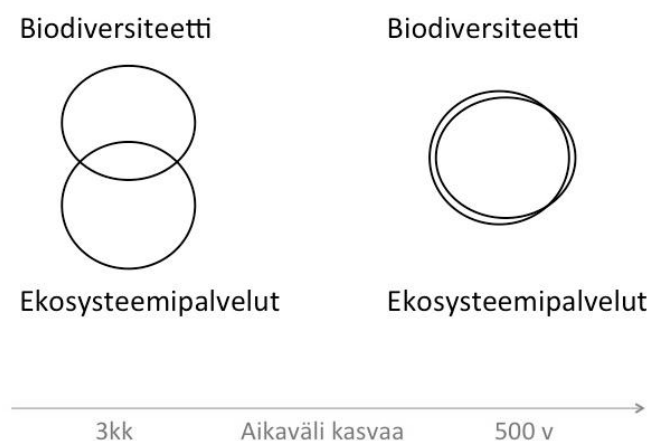
Usein useat ekosysteemin toiminnot säätelevät ekosysteemipalveluiden tuottoa, mutta aina biodiversiteetin muutokset eivät välttämättä vaikuta suoraan ekosysteemipalveluiden muutokseen (Cardinale ym. 2012). Se millainen monimuotoisuus on välttämätöntä, riippuu tarkasteltavana olevista ekosysteemipalveluista. Tarkasteltavien ekosysteemipalveluiden valinta on aina arvokysymys, mutta niin on myös se, mitä osaa luonnon monimuotoisuudesta pidetään tärkeänä. Jos aineettomat palvelut, kuten kulttuuripalvelut otetaan huomioon, on tarvittavan monimuotoisuuden määrä kattavampi.

Ekosysteemipalveluiden kannalta toiminnallinen diversiteetti vaikuttaa tärkeämmältä kuin diversiteetti ylipäätään (Loreau ym. 2001). Prosessien kannalta erilaiset toiminnalliset lajiryhmät, yleisimmät lajit ja avainlajit ovat oleellisia. Monimuotoisuuden suojelussa pyritään kuitenkin useimmiten säilyttämään luonnon monimuotoisuus kaikilla tasoilla, mukaan lukien harvinaisten lajien säilyttäminen. Harvinaisten lajien suojelun tarpeellisuudesta ei kuitenkaan olla yksimielisiä (esimerkiksi Kotiaho & Mönkkönen julkaisematon). Lyhyellä aikavälillä, kuten yritysten osavuosikatsausten käyttämien kolmen kuukauden aikavälillä tarkasteltuna monimuotoisuuden säilyttäminen, ekosysteemipalveluiden tuottaminen ja vihreän infrastruktuurin toiminnan turvaaminen näyttävät olevan osittain ristiriidassa, vaikka toisaalta ovatkin osittain päällekkäisiä. Esimerkiksi monimuotoisuuden säilyttämisen optimointi voi tuottaa vähemmän ekosysteemipalveluita kuin vaihtoehtoiset maankäyttötavat (Mazza ym. 2011 s. 140).

Pitäisi olla itsestään selvää, että ainakin tietty minimimäärä lajeja tarvitaan ekosysteemin toiminnan ylläpitoon tiettyinä aikoina, kun olosuhteet eivät muutu, ja toisaalta että suurempi määrä lajeja tarvitaan ekosysteemin toimintojen säilyttämiseen, kun ympäristöolot muuttuvat (Loreau ym. 2001). Ekosysteemipalveluiden edut ja haitat voivat ilmentyä eri mittakaavoissa (Cardinale ym. 2012). Yksinkertaistettujen ekosysteemin, kuten monokulttuurien tuottamat palvelut ovat usein lyhytaikaisia ja edut paikallisia, kulut



siirtyvät muihin paikkoihin tai tulevaisuuteen (Cardinale ym. 2012). Kun toiminnallista kytkeytyneisyyttä, ekosysteemipalvelunäkökulman mukaista ekosysteemien prosessien kytkeytyneisyyttä ja vihreää infrastruktuuria tarkastellaan tarpeeksi suuressa mittakaavassa, ne yhtenevät enemmän kuin pienemmässä mittakaavassa tarkasteltuna. Pitkällä aikavälillä tarkasteltuna biodiversiteetin säilyttämisen ja ekosysteemipalveluiden tuottamisen tavoitteet lähenevät toisiaan (Kuva 5). Pitkällä aikavälillä tarkasteltuna biodiversiteetti on ekosysteemipalveluiden välttämätön ehto, sillä luonnon monimuotoisuus ja lajien sisäinen geneettinen vaihtelu mahdollistavat ekosysteemin prosessien toimimisen muuttuvissa olosuhteissa. Voidaan siis sanoa, että vihreä infrastruktuuri, ekosysteemipalvelut ja biodiversiteetti ovat käytännössä sama luonnon prosessien säilyttämisen tavoite, kunhan tarkastelunäkökulma on tarpeeksi pitkä.



Kuva 5. Yksinkertaistus biodiversiteetin suojelusta ja ekosysteemipalveluiden tuottamisesta tavoitteina suhteessa tarkastelun aikaväliin. Esitetyt vuosiluvut ovat esimerkinomaisia ja riippuvat asiayhteydestä.

### 2.3.2. Ekosysteemipalveluiden ja vihreän infrastruktuurin arvioiminen

Mittaaminen on oleellista toteuttamisen ja vaikutusten seurannan kannalta. Vihreän infrastruktuurin mittaamisessa on käsitteen uutuuden ja moniulotteisuuden takia paljon haasteita. Vihreän infrastruktuurin luonteen takia sen mittaamiseen tarvitaan erilaisten ekologisten ja yhteiskuntatieteellisten, kvantitatiivisten ja kvalitatiivisten mittareiden yhdistelmää (EC DGA 2012). Koska vihreä infrastruktuuri muodostuu ekologisesti kytkeytyneistä alueista, jotka tuottavat ekosysteemipalveluita, sen mittaamisessa oleellista on siis ainakin kytkeytyneisyyden ja ekosysteemipalveluiden mittaaminen. Kumpikaan käsite ei ole yksiselitteinen. Kytkeytyneisyyden mittaamista käsiteltiin jo aikaisemmin kytkeytyneisyyden mittaamisen yhteydessä (2.1.2.). Mittareina voidaan käyttää esimerkiksi rakenteellisen ja toiminnallisen kytkeytyneisyyden mittareita. Ekosysteemien prosessien kytkeytyneisyydelle, joka saattaisi olla hyvinkin oleellista todellisen vihreän infrastruktuurin toiminnan mittaamisessa, ei kuitenkaan ole juurikaan mittareita. Ekosysteemipalveluiden mittaaminen on joidenkin, lähinnä tuotanto-, palveluiden osalta arkipäivää, mutta toisille palveluille ei ole vielä kehitetty mittareita. Mittarit voivat olla paikkatietoihin pohjautuvia, indikaattoreita tai muunlaisia. Lisäksi ekosysteemipalveluiden määrällinen mittaaminen voitaisiin yhdistää olemassa olevan politiikan ja osallistumismahdollisuuksien kuvailuun (EC DGA 2012).

Ekosysteemipalveluiden korostus tapahtuu nykyisin pääasiassa strategisella tasolla, eikä niinkään vielä käytännön toteutuksissa (Kettunen ym. julkaisematon). Vaikkakin eri sektorit ovat kehittäneet itselleen relevanttien ekosysteemipalveluiden mittaamiseen sopivia menetelmiä (Primmer & Furman 2012). Ei ole myöskään yksiselitteistä, mitkä kaikki asiat pitäisi laskea ekosysteemipalveluiksi, mutta aiemmin (luku 2.3.1.1.) esitellyt MEA, TEEB ja CICES muodostavat maailmanlaajuisesti relevantin kehikon. Ekosysteemeillä on ekologinen, yhteiskunnallis-kulttuurinen ja taloudellinen arvo (De Groot ym. 2002). Ekosysteemipalveluista voidaan mitata suoraa tai epäsuoraa hyötyä. Taloudellinen arvo voidaan tehdä neljään eri kategoriaan kuuluvilla arvottamistavoilla: markkina-arvo, epäsuora markkina-arvo, mahdollisuuden arvo (*contingent valuation*) ja ryhmäarvointi (De Groot ym. 2002). Epäsuoraa markkina-arvoa voidaan arvioida esimerkiksi halukkuudella maksaa, vältetyillä kuluilla tai korvaamisen kuluilla (De Groot ym. 2002). Käytetyin arviointitapa näyttää riippuvan ekosysteemipalvelutyypistä (De Groot ym. 2002). Ekosysteemipalvelujen mittaus ja arvottaminen esiintyvät tavoitteena luonnon monimuotoisuutta koskevassa EU:n strategiassa vuoteen 2020, joten tulevaisuudessa ekosysteemipalveluiden mittaamiseen tullaan kehittämään tarkempia menetelmiä (Euroopan komissio 2011a). Pohjan luonnonpääoman laskemista varten muodostaa CICES ekosysteemipalveluluokittelu (European Environment Agency 2013). Ekosysteemipalveluiden tunnistaminen on melko helppoa, mutta vertailu keskenään hankalaa (Primmer & Furman 2012).

Ekosysteemipalveluiden mittaukseen liittyy kaksi suurta ongelmaa: kaikkia ekosysteemipalveluita ei voida mitata ja mittaus ei välttämättä johda tiedon hyödyntämiseen (Primmer & Furman 2012). Kaikkien ekosysteemipalveluiden mittaaminen yhtäaikaaisesti on mahdotonta. Kyse on siis mittauksen käytännön haasteiden lisäksi ekosysteemipalvelujen keskinäisestä arvotuksesta. Haastavia mitattavia seikkoja ovat etenkin ne, jotka eivät sovi perinteisten hallinnollisten sektoreiden sisälle, kuten säätely- ja ylläpitopalvelut (Primmer & Furman 2012). Palveluiden mittaaminen rahallisesti aiheuttaa lisää haasteita. Esimerkiksi kulttuuri- ja virkistyspalvelut on vaikea mitata rahassa (Niemelä ym. 2010). Ekosysteemipalveluiden tuoton ristiriitojen olemassaolosta keskustellaan mm. EU:n vihreää infrastruktuuria koskevan kommunikation taustadokumentissa (European Commission 2013b). Spatiaalisen tarkastelun avulla voidaan koettaa analysoida eri ekosysteemipalveluiden välisiä vaihtokauppatilanteita (Primmer & Furman 2012). EU:n vihreän infrastruktuurin työryhmä suosittelee, että vihreän infrastruktuurin suunnittelun ei tulisi ikinä sisältää monimuotoisuudelle haitallisia vaihtokauppoja (EC DGA 2012).

Maankäytön suunnittelulla on tärkeä rooli vihreän infrastruktuurin suunnittelussa, koska maankäytön suunnittelu on joka tapauksessa samalla vihreän infrastruktuurin suunnittelua, vaikka huomio ei olekaan keskittynyt sen optimoimiseen. Erilaisia paikkatietoaineistoja voidaan käyttää maankäytön suunnittelun pohjana. Vihreän infrastruktuurin kartoittaminen ja seuranta voisi pohjautua seuraaviin aineistoihin: pirstoutumiskartat, suojelualueet, Urban Atlas ja Corine-maanpeiteaineisto (European Environment Agency 2011 s. 66). Lisäksi käytettäviä aineistoja voivat olla esimerkiksi maankäyttöaineistot tai suojeltavia lajeja koskevat aineistot. Paikkatietoaineistojen hyödyntämiseen on olemassa monia erilaisia ohjelmistoja, kuten ArcGIS. Pelkästään maanpeiteluokkiin perustuvat paikkatietoaineistot analyysit yliarvioivat helposti vihreää infrastruktuuria, sillä viherelementtien laatu ei ole helposti nähtävissä ilmakuvista (European Environment Agency 2011 s. 78). Esimerkiksi Suomi, jonka pinta-alasta suurin osa on metsää, voidaan luokitella lähes kokonaan vihreäksi infrastruktuuriksi, jos viherelementtien laatua ei huomioida (European Environment Agency 2011 s. 76). Vihreän

infrastruktuurin suunnittelussa kannattaa kuitenkin hyödyntää olemassa olevia menetelmiä ja aineistoja (EC DGA 2012).

Käytettävissä olevilla aineistoilla on mittauksen kannalta suuri rooli. Suunnittelu on mahdollista tarkimmillaan sillä tasolla, miltä löytyy tarkinta aineistoa. Esimerkiksi luonnon monimuotoisuutta ei pystytä kokonaisuudessaan mittaamaan vaikka sitä haluttaisiinkin käyttää taustatietona, sillä kaikkia lajeja ei tunneta puhumattakaan muista monimuotoisuuden tasoista. Voi myös olla, että aineistoa on olemassa, mutta se ei välttämättä ole saatavilla tai sitä ei pystytä hyödyntämään puutteellisista taidoista johtuen. Kattavan mittarin kehittäminen voi olla hyvin vaikeaa ja voi olla, että mittarit tulevat olemaan paikallisia. Voi olla, että erilaisiin tarkoituksiin kuten vihreän infrastruktuurin hyödyistä tiedottamiseen ja sen toimintojen mittaamiseen tarvitaan erilaisia mittareita (EC DGA 2012). Tehokkaan vihreän infrastruktuurin toteuttamiseksi tarvitaankin uusia suunnittelu ja mittaist työkaluja, jotka ylittävät perinteisiä sektorirajoja (Borgström & Similä julkaisematon). Varsinkin eri osa-alueiden yhteismitallistaminen on erittäin haastavaa. Yhteisen mittaustavan löytämisen haastavuudesta huolimatta vihreän infrastruktuurin toteutuksesta ja seurannasta voi olla hyötyä. Hyöty voi tulla erityisesti ajattelutavan muutoksesta toiminnallisuuden ja moniulotteisuuden huomioivaan suuntaan.

### 2.3.3. Vihreä infrastruktuuri Euroopassa ja Suomessa

Vihreä infrastruktuuri -lähestymistapaa hyödyntäviä hankkeita on jo toteutettu kaikissa Euroopan maissa, vaikka kaikkia ei kutsutakaan samalla käsitteellä (European Commission 2013b). Vihreää infrastruktuuria voidaan suunnitella, ylläpitää ja edistää monilla olemassa olevilla politiikkakeinoilla (Mazza ym. 2011). Joissain tapauksissa vihreän infrastruktuurin voidaan ajatella olevan yksi muita politiikkakeinoja yhdistävä keino. Vihreää infrastruktuuria voidaan edistää eri politiikkasektoreilla. Luonnonsuojelun lisäksi erityisen tärkeitä sektoreita Euroopan Unionin tasolla ovat maatalous-, metsätalous-, vesi-, maaperä-, ilmastomuutos-, alueellinen koheesio-, resurssitehokkuus-, liikenne- ja energia-, vaikutusten arviointi-, maankäytön suunnittelu-, meri-, ympäristö- ja terveys, tutkimus- sekä kehitysyhteistyöpolitiikka (Mazza ym. 2011).

Jo vuonna 2010 arvioitiin Euroopan Unionin sisällä olevan käynnissä satoja vihreän infran hankkeita (European Environment Agency 2011 s. 23). Hankkeet liittyivät erityisesti luonnon monimuotoisuuden suojeluun, kestävään alueelliseen suunnitteluun, jokien valuma-alueiden hoitoon, vapaa-ajan aktiviteetteihin ja ilmastomuutokseen sopeutumiseen (European Environment Agency 2011 s. 23). EU:n vihreää infrastruktuuria koskevan kommunikaation liitteessä listataan hankkeita jokaisesta jäsenmaasta, ja suurimmassa osassa päätavoitteena tai osana tavoitteita on monimuotoisuuden suojelu (European Commission 2013b). Tärkeimpiin hankkeisiin lukeutuvat Ranskan *‘Trame verte et bleue’*, Saksan *‘Wiedervernetzungsprogramm’*, Iso-Britannian *‘Room for nature’*, Hollannin *‘Planologische Kernbeslissing Ruimte voor de Rivier’*, Viron ja Hollannin ekologiset verkostot ja Kaakkois-Euroopan Tonavan alajuoksun vihreä käytävä (European Commission 2013b). Seuraavaksi esittelen lyhyesti joitakin esimerkkejä, jotka konkretisoivat eri maiden toteutuksien eroja ja yhtäläisyyksiä.

Ruotsissa vihreää infrastruktuuria suunnitellaan systemaattisesti Tukholman alueella kokoamalla yhteen vanhat ohjauskeinot (Borgström & Similä julkaisematon, Stockholms läns landsting 2013). Tukholman viheralueet muodostavat maankäytön suunnittelussa vihreän infrastruktuurin kokonaisuuden *”regional grönstruktur”*, joka muodostuu kymmenen vihreän kiilan ympärille (Stockholms läns landsting 2013). Alueen erilaisia viheraluetyyppejä on aloitettu luokittelemaan (*”gröntypologi”*) ja suunnittelun tavoitteena on suojella ja kehittää kulttuuriperintöä ja luonnonalueita sekä helpottaa niille pääsyä

(Stockholms läns landsting 2013). Lähtökohtaisesti luonnon monimuotoisuuden ylläpito ja ekosysteemipalvelut on huomioitu.

Englannissa vihreästä infrastruktuurista saatavien hyötyjen maksimoiminen on otettu osaksi maankäytön suunnittelua, erityisesti urbaaneilla alueilla, ja paikallisen tason projekteista on paljon esimerkkejä (Natural England 2013). Vihreän infrastruktuurin nähdään lisäävän elinympäristön laatua ja toimivan talouskasvun katalysaattorina (Natural England 2013). Englannissa vihreän infrastruktuurin käsite on otettu maankäytön suunnittelussa nopeasti käyttöön ilman syvällistä pohdintaa käsitteen merkityksestä ja käsitteen monitulkintaisuus on aiheuttanut myös vastustusta (Wright 2011). Ranskan määritelmä puolestaan on luonnonsuojelutavoitteinen ja sillä pyritään varmistamaan tärkeiden luonnonalueiden väliset yhteydet (Ministère de l'écologie, du développement durable et l'énergie 2013.) Puhtaammin ekologisten verkostojen hankkeita on myös toteutettu useissa Euroopan maissa, kuten Hollannissa ja Virossa. Vihreän infrastruktuurin käsitteen ja toteutuksen erilaisuus ei ole ihme, sillä eri paikoissa käsite on kehittynyt vastaamaan erilaisiin tarpeisiin (Wright 2011).

Vihreä infrastruktuuri -käsite on alkanut esiintymään myös Suomen politiikka-asiakirjoissa, mm. Biodiversiteettistrategiassa 2012-2020 (Valtioneuvosto 2012). Vielä ei ole kuitenkaan määritelty tarkemmin, mitä vihreä infrastruktuuri tarkoittaa Suomen oloissa ja kuinka sitä tullaan hyödyntämään käytännössä. Koska vihreälle infrastruktuurille ei ole vielä olemassa kansallista määritelmää, Euroopan komission (2013) määritelmää tullaan todennäköisesti käyttämään myös kansallisissa yhteyksissä. Toteutuksen kannalta paljon riippuu siitä, millaisen roolin EU ottaa vihreä infrastruktuuri -lähestymistavan edistämisessä esimerkiksi rahoituksen kautta.

Suomen kielessä vihreää infrastruktuuria vastaavasta lähestymistavasta käytetään myös viherinfra ja viherrakenne -käsitteitä. Osittain vihreän infrastruktuurin määritelmien mukaisesta käsitteestä puhutaan myös monilla jo pidemmän aikaa käytössä olleilla termeillä kuten ekologiset yhteydet, ekologinen verkosto, ekologisten prosessien kytkeytyneisyys, kytkeytyneisyys, toiminnallinen suojelualueverkosto, jotka kaikki liittyvät vihreää infrastruktuuria selkeämmin monimuotoisuuden suojeluun.

Suomen vihreää infrastruktuuria tarkastellessa on oleellista huomioida, että maamme luonto koostuu suureksi osaksi metsistä, soista ja vesistöistä eli ylipäätään Suomi on paljon luonnontilaisempi kuin useat Keski-Euroopan maat. Toisaalta tarkasteltaessa ja suunniteltaessa monimuotoisuuden suojelua tulee ottaa huomioon, että Suomessakin uhanalaistumiskehitys on yhä jatkuvaa (Rassi ym. 2010). Ihmisen vaikutus koskettaa Suomessakin kaikkia runsaimpia luonnonelementtejä: metsiä hakataan säännöllisesti, soita on kuivitettu ojituksella ja vesistöjä säännelty mm. rakentamalla patoja ja muokkaamalla uomia. Keski-Euroopassa maatalousmaa ja urbaanit alueet kattavat pinta-alasta paljon suuremman alan kuin Suomessa. Paikallisten hyötyjen lisäksi tulisi ottaa huomioon globaalilla tasolla ekosysteemipalveluista saatavat hyödyt, kuten metsien hiilen sidonta, soiden kyky sitoa sadevesiä yms. Suomessa on poikkeuksellista myös, että useat kulttuuriekosysteemipalvelut ovat muita maita laajemman käyttäjäryhmän hyödynnettävissä jokamiehenoikeuksien ansiosta. Suomen urbaanien alueiden ekosysteemipalvelut ovat myös oleellisia, esimerkiksi virkistyspalvelut, kasvipeite hiilidioksidin talteenottajana ja ekologiset verkostot luonnon monimuotoisuuden kannalta (Niemelä ym. 2010). Jotta suomalaista vihreää infrastruktuuria voitaisiin suunnitella tarkoituksenmukaisesti, tarvitaan vielä lisätutkimusta. Suomessakin on jo tehty tapaustutkimus, joka todistaa vihreän infrastruktuurin tuottamat yhteiskunnallistaloudellisten hyödyt suunnitellusti toteutetulla urbaanilla vesistöalueella (Salminen ym. 2012). Useat Suomessa käytössä olevat politiikkakeinot voivat tukea vihreän

infrastruktuurin toimintaa, vaikka suuri osa niistä on suunniteltu vain luonnonsuojelun tai yhden ekosysteemipalvelun turvaamiseen (Paloniemi ym. 2012b).

Tässä tutkimuksessa on tehty yhteistyötä Suomen ympäristökeskuksessa käynnissä olevien hankkeiden kanssa, joissa selvitetään vihreän infrastruktuurin käsitettä ja soveltamista (Suomen ympäristökeskus 2013). Vihreä infra -hankkeessa pyritään kehittämään menetelmä, jolla pyritään tunnistamaan paikkatietopohjaisesti useita ekosysteemipalveluita tuottavat vihreälle infrastruktuurille keskeisimmät alueet, joka perustuu paikkatietoaineistoihin ja asiantuntija-arvioihin ekosysteemipalveluiden tuotantoedellytyksistä (Suomen ympäristökeskus 2013). Menetelmä on nimeltään GreenFrame ja siinä käytetään taustalla CICES:in ekosysteemipalveluluokitusta (tutkija Pekka Itkonen, SYKE, henkilökohtainen tiedonanto, European Environment Agency 2013).

### 3. AINEISTO JA MENETELMÄT

Tämän luvun ensimmäisessä alaluvussa kuvaan aineistona toiminutta kyselyä, seuraavissa vastaajia, analysointimenetelmiä ja aineiston luotettavuutta. Aineistoni on peräisin SCALES-hankkeen kyselystä, joka käsittelee ekologisen kytkeytyneisyyden (*ecological connectivity*) edistämistä Suomessa. Kysely tutkii kytkeytyneisyyden edistämistä käytännössä, politiikkakeinojen kykyä edistää kytkeytyneisyyttä teoriassa ja mahdollisia haasteita, jotka liittyvät kytkeytyneisyyden edistämiseen eri politiikkakeinoilla. Kysely oli myös osa Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden turvaamiseen tähtäävän METSO-ohjelman arviointia. Kysely koostui viisiportaisella Likert-asteikolla sekä muilla vastausasteikoilla vastattavista, sekä avoimista kysymyksistä. Kyselyssä oli taustakysymysten lisäksi 20 ekologiseen kytkeytymiseen ja luonnonsuojelupolitiikan kehittämiseen liittyvää kysymystä, jotka kysyttiin kaikissa tutkimusmaissa. Lisäksi lisäsin Suomessa toteutettuun kyselyyn kaksi tarkempaa kysymystä vihreästä infrastruktuurista ja yhden kysymyksen luonnon monimuotoisuuden eri tasojen huomioonottamisesta. Kyselyn tässä tutkielmassa analysoidut kysymykset ovat tutkielman liitteenä (Liite 1). Kyselyyn vastaajien oli mahdollista vastata vain osaan kysymyksistä.

SCALES on lyhenne projektin virallisesta nimestä, Biodiversiteetin turvaaminen monilla hallinnon tasoilla ja eri maantieteellisissä, ajallisissa ja ekologisissa mittakaavoissa (Securing the conservation of biodiversity across administrative levels and spatial, ecological and temporal scales). SCALES on eurooppalainen tutkimusprojekti, jonka tavoite on lisätä ymmärrystä luonnollisten ja ihmislähtöisten prosessien vaikutuksista biodiversiteettiin, sekä edistää biodiversiteetin turvaamista alueellisella, kansallisella ja EU-tasolla (Suomen ympäristökeskus 2011). Hanke pyrkii luomaan edellytykset tehokkaiden luonnon monimuotoisuuden suojelua koskevien ohjauskeinojen kehittämiseen yhdistämällä luonnontieteellistä ja yhteiskuntatieteellistä tutkimusta. Kyselytutkimus toteutettiin Iso-Britanniassa, Kreikassa, Puolassa ja Suomessa sekä EU-tasolla. SCALES projekti toteutetaan vuosina 2009–2014.

#### 3.1. Käsitteiden määrittely kyselyssä

Kyselyssä haluttiin tutkia vastaajien omia käsityksiä ekologisen kytkeytyneisyyden määritelmästä, joten määritelmää ei annettu valmiina ja kyselyssä esitettiin suoraan kytkeytyneisyyden määritelmää kuvaavia väittämiä. Kyselyssä annettiin määritelmät politiikkakeinoille ja vihreälle infrastruktuurille, jotta mahdollisesti vastaajille uudet käsitteet ymmärrettäisiin mahdollisimman yhdenmukaisesti (Taulukko 3). Kytkeytyneisyyden ja vihreän infrastruktuurin määritelmiä tutkittiin implisiittisesti myös

kysymyksissä, joissa vastaajat arvioivat niiden toteutusta koskevia väittämiä. Vastaajien käsitystä biodiversiteetistä eikä ekosysteemipalveluista erityisesti tutkittu kyselyssä, eikä niitä myöskään määritelty kyselyssä.

Taulukko 3. Keskeisten käsitteiden määritelmät kyselyssä.

Käsite	Määritelmä kyselyssä
Biodiversiteetti	Ei
Ekosysteemipalvelut	Ei
Ekologinen kytkeytyneisyys	Ei
Politiikkakeino	Politiikkakeinoilla tarkoitamme erilaisia tapoja ja menetelmiä (sääntöjen määrittely ja tiettyjen toimien toteuttaminen), joilla edistetään valtion virallisia poliittisia tavoitteita. Esimerkiksi erilaiset luonnonsuojelualueiden luokittelut voidaan lukea luonnonsuojelun politiikkakeinoiksi.
Vihreä infrastruktuuri	Vihreällä infrastruktuurilla tarkoitetaan yleisesti toisiinsa kytkeytyneistä viher- ja vesialueita, jotka mahdollistavat ekologisten prosessien toiminnan ja tuottavat ekosysteemipalveluita.

### 3.2. Vastaajat

Linkki ekologista kytkeytyneisyyttä tutkivaan kyselylomakkeeseen vastaamiseksi lähetettiin Suomessa ekologisen kytkeytyneisyyteen liittyvän politiikan asiantuntijoille: luonnontieteen ja yhteiskuntatieteen tutkijoille, kansallisen tason asiantuntijoille, ministeriöihin, alueellisen tason toimijoille elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksiin ja alueellisiin osaamis- ja toimeenpanokeskuksiin (muun muassa metsäkeskukset, maakuntaliitot), paikallisen tason toimijoille kuntiin, eri tasoilla toimiville järjestöille ja yksityisille konsulteille. Kysely lähetettiin yhteensä 214 henkilölle marraskuussa 2012–tammikuussa 2013. Kyselyyn vastasi yhteensä 47 henkilöä. Vastausprosentti on melko alhainen (22 %), mikä ilmentää kyselyä: siinä pureuduttiin poikkitieteellisen ongelmaan suhteellisen teoreettisesti ja seikkaperäisesti, eikä muiden kuin asiaan perehtyneiden ollut kyselyyn helppo vastata. Vastausprosentti on kuitenkin kyselytutkimuksille tyypillinen ja suurin osa kyselyyn vastanneista oli vastannut kyselyyn erittäin huolellisesti ja myös esimerkiksi avovastauksiin oli vastattu poikkeuksellisen laajasti.

Painotus tutkimuksessa oli seuraavilla esimerkkialueilla: Uusimaa (Helsinki; Sipoo), Pirkanmaa (Tampere; Sastamala), Pohjois-Pohjanmaa (Oulu; Hailuoto), Pohjois-Savo (Kuopio, Siilinjärvi) ja Kaakkois-Suomi (Kouvola, Mäntyharju). Alueet valittiin maantieteellisesti eri puolilta Suomea. Pohjois-Pohjanmaa valittiin, koska Pohjanmaalla tarpeellinen tulvasuojelu on yksi keskeisiä vihreän infran ekosysteemipalveluita. Uudellamaalla urbaani ympäristö on erityisesti esillä. Pirkanmaa on kasvava seutu, ja luonnontieteellisesti monimuotoisella alueella melko etelässä. Pohjois-Savo on vesistöinen ja suhteellisen harvaan asuttu. Itä-Suomessa ekologisten yhteyksien kysymykset keskittyvät Venäjän yhteyksiin. Kymenlaaksossa korostuu erityisesti jokiteema. Lappi jätettiin tutkimuksen ulkopuolelle, koska tutkimuksessa tehtiin myös Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelma METSO:n arviointia, eikä METSO-ohjelmaa toteuteta Lapissa. Lapin jättäminen pois tutkimuksesta jättää pois tarkemman arktisten alueiden erityispiirteiden tarkastelun, kuten esimerkiksi arktisen alueen lajiston uhanalaistumisen ilmastomuutoksen seurauksena ja arktisille alueille muuttavat lajit.

Vastaajien pienen määrän takia eroja vastauksissa taustamuuttujittain ei pystytty analysoimaan tilastollisesti. Vastaajilta ei kysytty maantieteellisesti työskentelyn aluetta, joten alueellisia eroja ei voida vastauksista eritellä tai huomata niiden painottumista.

Kysely lähetettiin kahdessa suuremmassa erässä, jonka perusteella tiedetään, että suurempi osa vastaajista on valtakunnallisen tason asiantuntijoita, Uudeltamaalta, Pirkanmaalta ja Pohjanmaalta kuin Pohjois-Savosta ja Kaakkois-Suomesta.

Kyselyn vastaajat toimivat kytkeytyneisyyteen liittyvien asioiden parissa työnsä tai järjestötoiminnan kautta. Tutkijoita valittiin ympäri Suomea, sillä esimerkkialueilla ei olisi ollut tarpeeksi kyselyn aihepiirin asiantuntijoita vastaajiksi. Elinkeino-, liikenne ja ympäristökeskuksiin kysely lähetettiin METSO:sta, maataloustuista, luonnon monimuotoisuudesta, kaavoituksesta ja vesistöistä vastaaville henkilöille. Kuntiin kysely lähetettiin kaavoituksesta ja luonnonsuojelusta vastaaville henkilöille. Linkki kyselyyn lähetettiin valitulle vastaajaryhmälle marras- ja joulukuussa sähköpostitse. Kysely toteutettiin internet-pohjaisena Webropol-ohjelmalla.

Vastaajien taustatiedot on esitetty Taulukossa 4. Sekä julkinen, yksityinen että vapaaehtoissektori ovat edustettuina vastaajajoukossa samoin kuin tiedesektori (Taulukko 4). Kaikkien hallinnan tasojen voidaan katsoa olevan edustettuina, vaikka painopiste onkin alueellisella ja kansallisella tasolla sekä usealla tasolla työskentelevissä (Taulukko 4). Vastaajilta kysyttiin myös mihin yhteen tieteenalaan he kokevat ammatillisesti kuuluvansa: osaamisalueittain vastaajat ovat painottuneet metsätieteisiin, luonnonsuojeluun sekä ekologiaan ja biologiaan (Taulukko 4).

Vastaajista suurin osa oli osallistunut ekologisen kytkeytyneisyyden huomioonottaneeseen käytännön hankkeeseen, tutkimushankkeeseen tai molempiin, joten tutkimus mittaakin hankkeisiin osallistuneiden ryhmien sisäistä varianssia (Taulukko 4). Ekologisen kytkeytyneisyyden huomioonottavaa toimintaa on Suomessa harjoitettu monipuolisesti kysymyksen perusteella, jossa kysyttiin erilaisia hankkeita. Erilaisia hankkeita ja toimintoja lueteltiin nimeltä yli 40 kappaletta. METSO-ohjelma mainittiin useimpaan kertaan.

Taulukko 4. Vastaajien taustatiedot.

	Vastaajamäärä	
Sukupuoli	46	59 % miehiä 37 % naisia 4 % en halua sanoa
Ikä	43	29-71 v. ka. 49v.
Koulutus	47	2 % ammattikoulu tai opisto 15 % alempi korkeakoulututkinto 55 % ylempi korkeakoulututkinto 19 % tohtori 2 % post doc -tutkija 6 % professori
Työpaikka	47	17 % luonnonsuojelusta vastaava viranomainen 17 % tieteellinen yhteisö 15 % kansalaisjärjestö 13 % yksityinen sektori 9 % paikallishallinnon edustaja 6 % metsienkäytöstä vastaava viranomainen 2 % suojelualueiden hoidosta vastaava toimija 2 % vesiensuojelusta vastaava viranomainen 19 % muu (osa viranomais tehtävissä)
Työskentelyn taso	47	13 % paikallisella tasolla 34 % alueellisella tasolla 21 % kansallisella tasolla 4 % kansainvälisellä tasolla 26 % usealla tasolla 2 % ei osannut vastata
Tieteenala	47	30 % metsätieteet 23 % luonnonsuojelubiologia ja luonnonsuojelu 17 % ekologia ja biologia 17 % poikkitieteellinen 4 % maataloustieteet 2 % genetiikka 2 % hydrologia ja limnologia 2 % tietotekniikka 2 % ympäristötieteet
Osallistuminen ekologisen kytkeytyneisyyden huomioonottaviin hankkeisiin	46	50 % käytännöllinen hanke tai politiikkaprosessi 4 % pelkästään tutkimushanke 33 % käytännöllinen hanke tai politiikkaprosessiin ja tutkimushankkeeseen

### 3.3. Analysointimenetelmät

Aineistoa analysointiin kvantitatiivisesti ja kvalitatiivisesti. Tilastollisissa analyysissä käytettiin IBM SPSS Statistics -ohjelman versiota 20 Windowsille sekä versiota 21 Macille. Kvantitatiivisten analyysien alussa aineistosta laskettiin erilaisia tunnuslukuja, kuten keskilukuja ja hajontaa sekä prosenttijakaumia. Käytettyjä tilastanalyysijä olivat toistomittaus ANOVA, klusterianalyysi, t-testi, Spearmanin järjestyskorrelaatio ja Kendalin tau-b korrelaatio. Kaikissa tilastollisissa testeissä tilastollisten merkittävyyden rajaksi valittiin tavallisesti käytetty  $<0,05$  (Madsen 2011). Sanallisille aineistoille tehtiin sisällönanalyysi. Seuraavaksi kuvaan tarkemmin käytettyjä analysointimenetelmiä.

Käytettyjä keskilukuja olivat keskiarvo ja moodi kysymyksessä käytetystä asteikosta riippuen. Kyselyssä oli Likert-asteikolla ja muilla vastausasteikoilla arvioitavia sekä avoimia kysymyksiä. Likert-asteikko ei ole yksimielisesti välimatka-asteikollinen, mutta se



on kuitenkin ”hyvä järjestysasteikollinen” muuttuja, jolloin voidaan käyttää välimatka-asteikollisille muuttujille tarkoitettuja analyyseja (Metsämuuronen 2005 s. 62). Tässä tutkimuksessa Likert-asteikko tulkitaan välimatka-asteikolliseksi joten sille siis voitiin myös laskea keskiarvo ja keskihajonta. Kahden riippuvan otoksen t-testiä käytettiin joidenkin kysymysten erojen havainnollistamiseen. T-testissä oletetaan, että otos on peräisin ainakin kohtuullisen normaalisti jakautuneesta populaatiosta ja että mittaus on suoritettu vähintään välimatka-asteikollisella mittarilla (Metsämuuronen s. 365). Koska kysymysten vastaajat olivat molemmissa kysymyksissä samat, käytettiin kahden riippuvan otoksen t-testiä.

Yhdessä kysymyksessä arvioitiin 33 politiikkakeinoa sen mukaan, kuinka hyvin ne edistävät ekologista kytkeytyneisyyttä tällä hetkellä (a) ja millainen on niiden potentiaali edistää ekologista kytkeytyneisyyttä (b) (Taulukko 5). Potentiaali kuvaa sitä, kuinka hyvin keino voisi toimia. Politiikkakeinoista laskettiin keskiarvon mukaan sekä potentiaaaliltaan että tällä hetkellä parhaat. Politiikkakeinojen potentiaalista tärkeyttä ekologisen kytkeytyneisyyden edistämisen kannalta arvioitiin asteikolla: A = en tiedä, B = keino ei ole käytössä, 1 = ei ole tärkeä, 2 = on vain vähän tärkeä, 3 = on melko tärkeä, 4 = on varsin tärkeä, 5 = on hyvin tärkeä. Politiikkakeinon kykyä edistää ekologista kytkeytyneisyyttä käytännössä osana nykyistä politiikkakeinojen kokonaisuutta arvioitiin asteikolla: A = en tiedä, B = keino ei ole käytössä, 1 = ei ollenkaan, 2 = vähän, 3 = kohtuullisesti, 4 = varsin paljon ja 5 = paljon. Asteikot oli muodostettu niin, että ne voitiin tulkita välimatka-asteikolliseksi ja vertailukelpoisiksi analyyseja tekemistä varten. A ja B vastaukset jätettiin pois numeerisista analyyseista.

Taulukko 5. Arvioidut politiikkakeinot ja analysoinnissa käytetyt politiikkakeinoryhmät.

Kaavoituskeinot	valtakunnalliset alueidenkäyttötavoitteet
	maakuntakaavat
	yleiskaavat
	asemakaavat
	kunnan rakennusjärjestys
	ranta-asemakaavat
Luonnonsuojelualueet	luonnonpuistot
	kansallispuistot
	Natura 2000 -verkosto
	soiden, lintuvesien, harjujen, lehtojen, rantojen ja vanhojen metsien suojeluohjelmaan kuuluvat ja koskiensuojelulailla suojellut kohteet
	luonnonsuojelulain luontotyytit
	metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt
	valtionmaiden suojelu osana METSO-ohjelmaa
	yksityismaiden tilapäinen suojelu osana METSO-ohjelmaa
	yksityismaiden pysyvä suojelu osana METSO-ohjelmaa
Muut suojelualueet	suojellut maisema- ja merialueet
	kansalliset kaupunkipuistot
	luonnonmuistomerkit
	erämaa-alueet
	valtion retkeilyalueet
Maatalouden tuet	biodiversiteetin suojelu maatalouden ympäristötuella
	biodiversiteetin suojelu maatalouden erityistuella esim. perinnebiotooppien hoidon erityistuki
Lajisuojelu	luonto- ja lintudirektiivissä listattujen lajien suojelu
	luonnonsuojeluasetuksen erityisesti suojeltavien ja uhanalaisten lajien suojelu
Kytkeytyneisyyttä edistävät keinot	ekologiset käytävät
	suojavyöhykkeet luonnonsuojelualueiden ympärillä
	vihreä infrastruktuuri
Muut keinot	elinympäristöjen ja lajien suojelu ylipäätään
	suojelualueverkoston kokonaissuunnittelu
	biodiversiteettistrategian yleiset linjanvedot
	luonnonsuojelulain yleiset linjanvedot
	ympäristövaikutusten arviointimenettelyt (YVA)

Politiikkakeinojen käytännön kytkeytyneisyyden edistämisen ja potentiaalin edistää kytkeytyneisyyttä eroaminen arvioitiin analyysissä yksittäisten keinojen lisäksi politiikkakeinoryhmittäin (Taulukko 5). Keinojen suuren lukumäärän takia kaikkia ei

yksittäin pystytty tämän tutkimuksen puitteissa vertailemaan toisiinsa. Kysymyksessä yhtenä politiikkakeinona lueteltua ”muu lajien/luontotyyppien suojelu” ei otettu mukaan, sillä se on politiikkakeinona epämääräinen. Yksittäisistä keinoista laskettiin keskiarvot ja keskihajonnat. Keinoryhmistä laskettiin keskiarvot ja muutamasta ryhmästä myös keskiarvomuuttujat jatkoanalyysieja varten. Politiikkakeinojen ja niiden käytännön ja potentiaalinen eron vertailussa käytettiin toistomittausten varianssianalyysia (ANOVA). Toistomittauksessa sama havainto on mukana useammin kuin kerran ja kun verrattavia ryhmiä on useampi kuin kaksi voidaan käyttää toistomittaus ANOVA:a (Davis 2002, Metsämuuronen 2005 s. 1204). Tässä tutkimuksessa havainnot koskivat politiikkakeinoa kahtena eri ”aikana”, siis sen toimimista ekologisen kytkeytyneisyyden edistämiseksi tällä hetkellä ja sen potentiaalista kykyä edistää kytkeytyneisyyttä. Potentiaalia voidaan ajatella keinon kykyä edistää ekologista kytkeytyneisyyttä tulevaisuudessa.

Koska kyse on toistomittauksesta, havaintojen ei kuulu olla riippumattomia, toisin kuin tavallisessa varianssianalyysissa. Toistomittausten varianssianalyysi vaatii täydellisen aineiston eli tulokset kaikilta mittauskerroilta ja mittauskertojen korrelaatorakenteen sfärisyyden, jota voidaan kuitenkin tarvittaessa korjata (Nissinen 2009). Vastaajat, jotka olivat vastanneet vain osaan kysymyksistä keinoryhmän sisällä, jäivät pois analyysistä. Varianssianalyysin F-testin takia aineiston tulisi olla normaalijakautunut, vaikka testi toimii yleensä hyvin epänormaalistakin jakautuneella aineistolla (Nissinen 2009). Aineiston jakaumaa tarkasteltiin visuaalisesti. Aineistossa ei ollut poikkeavia havaintoja. Politiikkakeinoryhmien havainnot vaikuttivat normaalisti jakautuneilta, lukuun ottamatta kahta keinoryhmää (suuren mittakaavan suunnittelupainotteiset keinot potentiaali ja kytkeytyneisyyttä edistävät keinot potentiaali), jotka olivat vinoja. Suuri vinous voi aiheuttaa, että testi on tehoton (Nissinen 2009). Lisäksi eri ryhmien kovarianssimatriisien tulisi olla yhtä suuret, jottei F-testi antaisi ylibiberaaleja tuloksia. Analyysi suoritettiin SPSS:n GLM-proseduurilla. Jatkotestaus eli post hoc -testaus tehtiin LSD-menetelmällä.

Vihreän infrastruktuurin toteuttamisesta ja toteuttamista seuraavista mahdollisuuksista esitettiin väittämiä, jotka arvioitiin 1–5 Likert-asteikolla. Vihreän infrastruktuurin toteutusta ja mahdollisuuksia koskeva kysymyksen väittämiä tarkasteltiin ryhmittelemällä ne ryhmittely- eli klusterianalyysillä. Jos luokitteluperustetta ei tiedetä etukäteen, voidaan käyttää muuttujien ryhmittelyyn ryhmittelyanalyysia, jossa ryhmittely tehdään havaintojen välisiä etäisyyksiä mittaamalla (Metsämuuronen 2005 s. 812). Klusterianalyysin idea on, että samaan ryhmään kuuluvat havainnot ovat samankaltaisia. Samankaltaisuutta mitataan etäisyysmitalla. Klusterianalyysille ei ole varsinaisia tiukkoja oletuksia ja se voidaan tehdä pienellekin aineistolle (Metsämuuronen 2005 s. 812). Koska muuttujat oli mitattu samalla asteikolla (Likert 1–5), niitä ei standardoitu.

Klusterianalyysieja on eri tyyppisiä. Kysymysten analysoinnissa käytettiin hierarkkista klusterianalyysia, jolla voidaan ryhmitellä sekä havaintoja että muuttujia (Metsämuuronen 2005 s. 813). Hierarkkisessa klusterianalyysissa luodaan ensin klusterit mahdollisimman samanlaisista havainnoista tai muuttujista ja seuraavassa vaiheessa yhdistetään mahdollisimman samanlaiset klusterit (Metsämuuronen 2005 s. 813). Hierarkkisen klusterianalyysin linkit voidaan laskea välimatka-asteikollisille muuttujille usealla eri menetelmällä. Etäisyysmitaksi valittiin euklidinen etäisyys. Koska kysymyksen otoskoot eli vastaajamäärät ja varianssit olivat toisistaan poikkeavia, kokeiltiin analyysissa lähimmän ja kaukaisimman naapurin menetelmiä (Metsämuuronen 2005 s. 815). Molemmat analyysit antoivat samankaltaisen tuloksen. Lopulliseksi analyysimenetelmäksi valittiin kaukaisimman naapurin menetelmä, joka ryhmittelee muuttujat tiiviiksi erottuviksi ryhmiksi. Muodostuneista kolmesta klusterista laskettiin keskiarvomuuttujat.

Keskiarvomuuttujien sisäistä johdonmukaisuutta eli konsistenssia arvioitiin Cronbachin alfan avulla (Metsämuuronen 2005 s. 464). Cronbachin alfa saa arvoja 0 ja 1

välillä ja korkeampi luku kertoo korkeammasta reliabiliteetista. Yleisesti hyväksyttävän mittarin alarajana pidetään alfan arvoa 0,6 (Metsämuuronen s. 464). Jatkoanalyysissä käytetyistä luonnonsuojelualueiden potentiaalista ja kytkeytyneisyyttä edistävien keinojen potentiaalista laskettiin myös keskiarvomuuttujat. Keskiarvomuuttujista jätettiin pois ne vastaajat, jotka eivät vastanneet kaikkiin yhteenlaskettaviin keinoihin. Myös näille keskiarvomuuttujille laskettiin Cronbachin alfa. Vihreän infrastruktuurin keskiarvomuuttujien ja muiden väitteiden sekä politiikkakeinoista muodostettujen keskiarvomuuttujien välisiä korrelaatioita tutkittiin Spearmanin järjestyskorrelaatiolla, joka sopii järjestysasteikolle (Metsämuuronen 2005 s. 1091) sekä Kendalin tau-b korrelaatiolla. Spearmanin järjestyskorrelaatiossa havainnoille annetaan suuruusjärjestyksensä mukaisesti järjestysnumero (Metsämuuronen s. 1092). Spearmanin järjestyskorrelaatio ei sovi käytettäväksi, jos aineistossa on sidoksia eli esimerkiksi asteikon käytöstä johtuvia tasatuloksia (Metsämuuronen 2005 s.1093). Kendallin tau-b on korjattu sidosten määrällä (Metsämuuronen 2005 s. 1095).

Koska tutkimuksen kohteena on vielä melko tuntematon ilmiö, analyysit tehtiin aineistolähtöisesti. Sanalliselle aineistolle tutkimuskysymysten kannalta relevanteista kyselyn avoimista kysymyksistä tehtiin sisällönanalyysi (Eskola & Suoranta 2003). Analyysitapoja olivat sisällön erittely, teemoittelu ja frekvenssien laskeminen. Sisällönanalyysi on tehty tukemaan muiden kysymysten vastausten tulkintaa, eikä ole päämenetelmä tässä tutkimuksessa.

### 3.4. Aineiston luotettavuus

Tässä alaluvussa pohdin tarkemmin tutkimuksen lähestymistapaa, sen jälkeen aineiston luotettavuutta ja tuloksiin mahdollisesti vaikuttavia tekijöitä. Koko tutkimuksen asetelma eli asiantuntijatiedon käyttö todellisuuden mittaamisen approksimaationa on heuristinen eli epämuodollinen ongelmanratkaisumenetelmä. Heuristiikan tavoite on tuottaa riittävän lähelle totuutta osuva ratkaisu. Monimutkaisten ongelmien ratkaisemisessa voi heuristiikan käyttö olla toimivaa (Huutoniemi & Tapio painossa). Heuristiikkojen käyttäminen voi edistää ajattelua ja ongelmanratkaisua, vaikka ne eivät takaa ratkaisun löytymistä (Huutoniemi & Tapio painossa). Myös analysointimenetelmiä käytettiin heuristisesti auttamaan ymmärtämään todellisuuden ilmiöitä. Heuristisen ajattelun hyödyntäminen saattaa kuitenkin myös aiheuttaa suuria harhoja (Tversky & Kahneman 1974). Tämän tutkimuksen puitteissa politiikkakeinojen todellisten vaikutusten mittaaminen olisi kuitenkin ollut mahdotonta. Tutkimuksen luotettavuuden lisäämiseksi käytettiin tutkija-, teoria- ja menetelmätriangulaatiota.

Tämän gradun aineiston haasteista suuri osa liittyy sen pieneen kokoon. Pienen vastaajamäärän, 47 vastaajan, vuoksi aineiston tilastollinen analysointi oli haastavaa. Toisaalta kyselyn potentiaalinen vastaajajoukko oli myös melko pieni. Otoksiin perustuvissa tutkimuksissa voi esiintyä kahden tyyppisiä virheitä: systemaattisia virheitä ja satunnaisia virheitä (Madsen 2011). Lomakekyselyiden systemaattisen virheen tärkeimmät aiheuttajat ovat: haastattelun toteutus ja kysymysten muotoilu, vastaamattomuus, virheet otoksen tekemisessä ja virheet otosryhmän määrittelyssä (Madsen 2011). Otsokokoon pienuudesta voi johtua satunnaisvirheitä. Kysymysten muotoilun ja vastaamattomuuden aiheuttamat virheet ovat mahdollisia, ja niitä pohditaan seuraavaksi lähemmin.

Kyselyn haastavuudesta annettiin paljon palautetta. Kysely koettiin työläänä, pitkänä ja haastavana, etenkin käytännön tason työn tekijöille, mikä saattaa selittää pientä vastausprosenttia. Kysely oli luonnonsuojelubiologisesti painottunut ja kysymyksiin vastaaminen vaati monen eri sektorin, kuten kaavoituksen ja luonnonsuojelubiologian osaamista sekä tietoa käytännön toteutuksesta. Joukko, jolle kysely lähetettiin, koostui Suomen parhaista kytkeytyneisyyden asiantuntijoista ja luonnonsuojelupolitiikan

toimeenpanijoista sekä esimerkkialueiden paikallistason työn tekijöistä. Vastaajajoukko oli melko pieni, mutta Suomessa potentiaalinen kytkeytyneisyysasiantuntijoiden joukko ei ole muutenkaan kovin paljoa suurempi kuin henkilömäärä, jolle kysely lähetettiin. Kyselyssä oli mahdollista vastata vain osaan kysymyksistä. Kyselyyn vastaamattomuus saattaa kertoa myös siitä, että osa ihmisistä, joille kysely lähetettiin, ei ymmärrä hyvin kuinka ekologista kytkeytyneisyyttä voitaisiin edistää tai ei pidä sitä tärkeänä.

Pienen vastaajajoukon takia muutaman ihmisen muodostaman ryhmän mielipide saattoi korostua liikaa. Vastaajien joukossa ei ollut yhtään maataloudesta vastaavaa viranomaista, eikä yhtään joka olisi kokenut ammatillisesti kuuluvansa maantieteilijöihin tai yhteiskuntatieteilijöihin. Voi olla että maantieteilijät kokivat kyselyn luonnonsuojelupainotteiseksi, eivätkä osanneet vastata kyselyyn. Vastaajien työpaikasta olisi voinut kysyä erikseen työnsä kautta kaavoitukseen osallistujia, jotta mahdollisesti maankäytön suunnittelua toteuttavien henkilöiden vastaukset olisi voitu eritellä. Ammatillisesti poikkitieteelliseksi itsensä koki vain kahdeksan vastaajaa. Tämä voi kertoa vastaajien osaamisen keskittymisestä vain tiettyihin sektoreihin, tai toisaalta työpaikkojen keskittymisestä toimimaan tietyllä sektorilla. Vastauksia ei todennäköisesti saatu kytkeytyneisyyden asiantuntijoita kaikkien eri elinympäristöjen tai lajiryhmien asiantuntijoiden osalta. Vastaajilta olisi voitu kysyä osaamista myös elinympäristötyypeittäin tai lajistoryhmittäin, jotta olisi saatu tarkempi kuva siitä, käsittelivätkö vastaukset pääosin tiettyjä elinympäristöjä tai lajeja. Maataloudesta vastaavien viranomaisten puuttuminen vastaajajoukosta kaventaa huomattavasti maatalousosaamisen näkökulmaa vastauksissa. Kysely oli suunnattu asiantuntijoille, ja maanomistajien näkökulma on vastauksissa todennäköisesti vähäinen.

Kyselyn luotettavuus koostuu validiteetista ja reliabiliteetista. Reliabiliteetti kuvaa sitä, mittaako mittari aina samaa asiaa. Kyselyn validius riippuu siitä, kuinka hyvin kysymykset mittaavat tutkittavaa asiaa. Kysymysten tekoon vaikuttavat tekijöiden kokemus kyselyiden teosta ja asiantuntemus kyselyn sisällön aihepiiristä. Osallistuin myös itse kyselyn tekemiseen. Kysely mittasi luonnonsuojelupolitiikan toteutumista poikkitieteellisesti ja toisaalta melko syvällisesti, minkä takia koimme sen toteuttamisen arkikielellä mahdolliseksi.

Kyselyn tärkeimmän tavoitteen eli politiikkakeinojen toimivuuden arviointi ekologisen kytkeytyneisyyden edistämiseksi on vaikeasti mitattava ja hahmotettava asia. Yleistenkin luonnonsuojelupolitiikan keinojen vaikutusten luotettava arvioiminen on harvinaista, vaikka sille olisi kiireellistä tarvetta (Miteva ym. 2012). Tässä tutkimuksessa politiikkakeinojen vaikuttavuutta arvioidaan sen mukaan, mikä on asiantuntijoiden käsitys niiden toimimisesta biodiversiteetin suojelussa ja ekologisen kytkeytyneisyyden edistämiseksi. Asiantuntijatiedon käyttö politiikan toimivuuden arvioinnissa on heuristinen menetelmä. Todellisen tiedon saaminen siitä, millä tavoin ekologista kytkeytyneisyyttä edistettäisiin ja monimuotoisuutta suojeltaisiin parhaiten, olisi hyvin haastavaa. Mahdollisen virhelähteen muodostaa se, että vastaajat eivät välttämättä osaa arvioida politiikkakeinojen kykyä edistää ekologista kytkeytyneisyyttä oikein, vaikka toimeenpanevatkin niitä.

Tutkimuksessa arvioitiin olemassa olevien keinojen toimivuutta ekologisen kytkeytyneisyyden edistämiseksi ja monimuotoisuuden suojelussa. Käytetty lähestymistapa on ongelmallinen, jos kyselyn vastaajat ymmärsivät ekologisen kytkeytyneisyyden pelkästään rakenteellisena ominaisuutena. Kyselyssä kysyttiin ekologisen kytkeytyneisyyden määritelmään liittyviä vastaajien käsitystä tarkentavia kysymyksiä. Ekologisen kytkeytyneisyyden mittaamiseen käytännössä liittyy ongelmia, ja lisäksi vastaajat saattavat ajatella vastatessaan eri mittakaavoja. Politiikkakeinojen kyvystä edistää kytkeytyneisyyttä puhutaan käsitetasolla, jonka arviointia käytännön mittaamisen

haasteet eivät huomattavasti haittaa. Kun tutkitaan politiikkakeinoja yleisellä tasolla, toisaalta mittakaavaa ei tarvitse määritellä ja toisaalta vastaajat määrittelevät muutenkin itse mittakaavan, josta käsin puhuvat.

Vastausten perusteleminen ei ollut kaikkien kysymysten kohdalla mahdollista, ja kyselyn pituuden takia tuskin perusteellisia perusteluja olisikaan tullut. Ilmankin tietoa valintojen perusteista, mielipiteet itsessään ovat tärkeitä. Luonnonsuojelupolitiikkaa nimittäin toteutetaan joka tapauksessa niiden mukaan.

Kyselyn kaikki kysymykset eivät olleet täysin selkeästi muotoiltuja. Kyselyn loppupuolen kolme biodiversiteetin tasoja ja vihreää infrastruktuuria käsittelevää kysymystä olivat pääosin vastuullani. Kysymysten muotoilun haasteet näkyivät selvimmin kysymyksessä ”Mitkä olennaiset biodiversiteetin tasot nykyiset kytkeytyneisyyttä edistävät politiikkakeinot ottavat huomioon ja mitä olennaisia tasoja jää tarkastelun ulkopuolelle?” Suuri osa vastaajista ei edes vastannut kysymykseen biodiversiteetin tasoista, vaan luetteli yleisempiä luonnonsuojelupolitiikan ongelmia. Avoimet kysymykset antavatkin ihmisille tilaa, johon vastaajat saattavat vastata myös muita heidän mielestään tärkeitä asioita kuin niitä mitä on kysytty.

Vaikka kyselyssä oli suoraan annettu vihreälle infrastruktuurille määritelmä, ei vastaajille vaikuttanut olevan selvää mitä vihreän infrastruktuurin sisällä painotetaan. Ei samaa eikä ei mieltä vastauksia tuli vihreän infran toteutusta ja mahdollisuuksia koskeviin väittämiin 25 % ja 33 %. Esitetyt väitteet ja määritelmät saattoivat vaikuttaa paljonkin vastaajien käsityksiin vihreän infrastruktuurin mahdollisuuksista.

## **4. TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU**

### **4.1. Kuinka hyvin nykyiset luonnonsuojelupolitiikan keinot edistävät ekologista kytkeytyneisyyttä**

#### **4.1.1. Tulokset**

##### **4.1.1.1. Kytkeytyneisyyden määritelmät ja tärkeys**

Ennen kuin voidaan vastata varsinaisiin tutkimuskysymyksiin, on oleellista tietää, miten ekologisen kytkeytyneisyyden käsite määrittyy vastaajien muodostaman asiantuntijaryhmän keskusteluissa. Kun esitettiin väitteitä siitä, mitä on oleellista ottaa huomioon kun arvioidaan ekologista kytkeytyneisyyttä, kaikkia lueteltuja asioita pidettiin keskimäärin vähintään suhteellisen tärkeinä. Toiminnallinen habitaattien kytkeytyneisyys ja lajikohtainen kytkeytyneisyys olivat vastaajien mielestä tärkeämpiä kuin ekosysteemien prosessien huomioonotto (Taulukko 6). Kytkeytyneisyyden negatiiviset vaikutukset koettiin myös suhteellisen tärkeiksi ottaa huomioon (Taulukko 6). Pelkistettyä rakenteellista tai havaittuun liikkumiseen perustuvaa kytkeytyneisyyttä ei tässä kysymyksessä kysytty.

Vastaajilta kysyttiin, kuinka toiminta, johon he olivat osallistuneet, otti huomioon ekologisen kytkeytyneisyyden eri osa-alueet. Toiminnassa otettiin enemmän huomioon yhden lajin toiminnallisen ja habitaattien rakenteellisen kytkeytyneisyys, kuin toiminnallisen kytkeytyneisyys maisema- tai laikkutasolla tai ekologisten prosessien toiminta (Taulukko 7). Minkään osa-alueen moodi vastauksissa ei ollut ”riittävästi” tai ”paljon” (Taulukko 7).

Taulukko 6. Vastausten jakauma kysymykseen ”Kuinka olennaista mielestäsi on ottaa seuraavat seikat huomioon, kun arvioidaan ja mitataan ekologista kytkeytyneisyyttä?”

	1 = ei ollenkaan tärkeää	2 = ei kovin tärkeää	3 = ei suhteel- lisen tärkeää	4 = ei hyvin tärkeää	5 = ei äärim- mäisen tärkeää	Vastaajia yht.
Ravintoketjujen trofiatasot	0	7	<u>19</u>	13	5	44
Häiriöprosessit	0	2	<u>20</u>	17	5	44
Maisematason veden kierto	0	6	<u>16</u>	15	8	45
Lajille ominaiset sopivat habitaattilaikut	0	1	5	<u>23</u>	17	46
Habitaattien eristyneisyys	0	2	6	17	<u>21</u>	46
Maisemataso lajien elämisen ja liikkumisen mahdollistajana	0	0	7	<u>21</u>	16	44
Uusien yhdyselementtien aiheuttamat mahdollisesti negatiiviset vaikutukset biodiversiteetin säilymiselle	0	5	<u>17</u>	16	6	44
Yht.	0	23	90	122	78	313

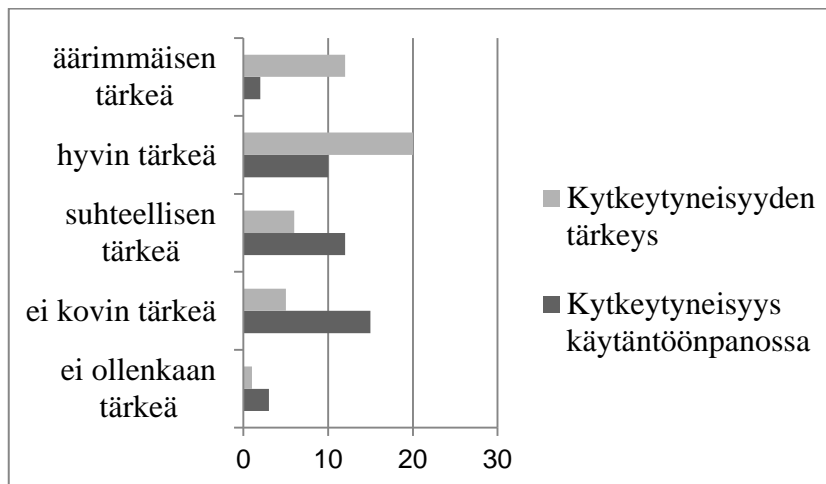
Taulukko 7. Vastausten jakauma kysymykseen ”Arvioi seuraavia ekologisen kytkeytyneisyyden osa-alueita/ näkökohtia sen perusteella kuinka hyvin tutkimuksesi/ käytännön toiminta, johon osallistut, kattaa kunkin seikan”. Moodi on alleviivattu.

	1 = ei ollenkaan	2 = ei vähän	3 = jonkin verran	4 = ei riittävästi	5 = ei paljon	N
Ekologisten prosessien kytkeytyneisyys tilallisten mittakaavojen välillä	1	14	<u>16</u>	4	6	41
Habitaattien rakenteellinen kytkeytyneisyys maisematasolla	1	10	<u>13</u>	12	5	41
Toiminnallinen kytkeytyneisyys laikkutasolla	1	<u>14</u>	13	6	7	41
Lajien toiminnallinen kytkeytyneisyys maisematasolla	2	<u>14</u>	8	11	6	41
Yhden lajin esiintymiselle ominainen toiminnallinen maisematason kytkeytyneisyys	3	9	<u>12</u>	6	10	40
Yht.	8	61	62	39	34	204

Vaikka lajikohtaisen kytkeytyneisyyden tärkeys korostui, lajeja nimettiin vain harvoin avoimissa kysymyksissä. Kuitenkin kysymyksessä, jossa kysyttiin onnistuneita esimerkkejä kytkeytyneisyyden toteuttamisesta, esiintyi useita lajeja tai lajiryhmiä: vaelluskalat mukaan lukien meritaimen ja lohikalat (5 kertaa), liito-orava (3 kertaa), hyönteislajit mukaan lukien tummaverkkoperhonen (2 kertaa), hirvieläimet (kerran), kuukkeli (kerran), jokihelmisimpukka (kerran), metso (kerran), ”pedot” (kerran) ja valkoselkätikka (kerran). Luontotyyppejä ei juurikaan eritelty nimeltä, mutta esimerkiksi suot, metsäkohteet ja purot mainittiin. Vähintään viisi kertaa mainittuja hyviä esimerkkejä

olivat kaavoitus, METSO-ohjelma, Metsähallituksen alue-ekologinen ja luonnonvarasuunnittelu sekä Zonation-sovellus.

Kytkeytyneisyyden huomioonoton keskiarvo käytännössä on 2,83 ja kytkeytyneisyyden tärkeyden 3,81. Ekologisen kytkeytyneisyyden edistämistä pidetään selvästi tärkeämpänä biodiversiteetin suojelun kannalta, kuin mikä tämän hetken ekologisen kytkeytyneisyyden huomioonotto osana nykyistä biodiversiteettipolitiikkaa on (kahden riippuvan otoksen t-testi,  $t=-5,56$ ,  $df=41$ ,  $p<0,001$ , Kuva 6).



Kuva 6. Kytkeytyneisyyden edistämisen tärkeys biodiversiteetin suojelun kannalta ja kytkeytyneisyyden huomioonotto osana nykyistä biodiversiteettipolitiikkaa.

#### 4.1.1.2. Parhaat ja huonoimmat keinot

33 politiikkakeinoja arvioitiin sen mukaan, kuinka hyvin ne edistävät ekologista kytkeytyneisyyttä käytännössä ja potentiaalisesti. Ekologisen kytkeytyneisyyden edistämisessä potentiaaliltaan viisi parasta ja viisi huonointa politiikkakeinoja esitellään Taulukossa 8. Käytännössä viisi parasta ja viisi huonointa keinoja esitellään Taulukossa 9. Potentiaalisesti vähintään melko tärkeinä (keskiarvo yli 3) pidettiin 28:ää luetellusta 33:stä keinosta. Yhdenkään politiikkakeinon ei arvioitu edistävän ekologista kytkeytyneisyyttä käytännössä edes kohtuullisesti (keskiarvo 3 tai yli). 24:n politiikkakeinon arvioitiin edistävän ekologista kytkeytyneisyyttä käytännössä enemmän kuin vähän (keskiarvo yli 2).

Kysymyksen vastaajamäärät vaihtelivat 38 ja 44 vastaajan välillä. Käytännön ekologisen kytkeytyneisyyden edistämisestä eniten ”en osaa sanoa” vastattiin kunnan rakennusjärjestykseen (10/39 vastaajaa), biodiversiteettistrategian yleisiin linjanvetoihin (8/41 vastaajaa), ranta-asemakaavoihin (7/40 vastaajaa) ja valtakunnallisiin alueidenkäyttötavoitteisiin (6/42 vastaajaa). Ekologisen kytkeytyneisyyden potentiaalisen edistämisen tärkeyden osalta eniten ”en osaa sanoa” vastattiin kunnan rakennusjärjestykseen (10/40 vastaajaa) ja ranta-asemakaavoihin (7/42 vastaajaa).

Politiikkakeinojen arvioitiin edistävän ekologista kytkeytyneisyyttä käytännössä tällä hetkellä selvästi vähemmän kuin mitä niiden potentiaaliksi arvioitiin (Taulukko 8, Taulukko 9). Keinojen potentiaalinen keskiarvo oli 3,77 ja käytännön ekologisen kytkeytyneisyyden edistämisen 2,58. Keskiarvot poikkesivat toisistaan (Erojen keskiarvo 1,16, parillisten otosten t-testi  $t=20,20$ ,  $df=32$ ,  $p<0,001$ ). Eniten eroa potentiaalisen ja käytännön edistämisen välillä oli suojelualueverkoston kokonaissuunnittelussa (keskiarvojen erotus 1,9), suojavyöhykkeissä luonnonsuojelualueiden ympärillä (1,85), ekologisissa käytävissä (1,67), asemakaavoissa (1,58) ja biodiversiteetin suojelussa maatalouden ympäristötuella (1,48). Lähimpänä käytäntö ja potentiaali olivat luonnonmuistomerkkien (0,23), kansallisten kaupunkipuistojen (0,67), kunnan



rakennusjärjestyksen (0,76), valtion retkeilyalueiden (0,85) ja Natura 2000 -verkoston (0,87) kohdalla.

Taulukko 8. Potentiaalisesti ekologisen kytkeytyneisyyden edistämisen kannalta viisi tärkeimmiksi ja viisi vähiten tärkeiksi arvioitua politiikkakeinoja. Vastausasteikko oli 5-portainen, jossa 1 = ei ole tärkeä ja 5 = on hyvin tärkeä. Ei arvioineet ovat vastaajia, jotka vastasivat en tiedä tai keino ei ole käytössä, keskiarvo (ka.) ja keskihajonta (SD).

Politiikkakeino	N	Ei arviota	ka.	SD
<b>Potentiaalisimmat</b>				
Suojelualueverkoston kokonaissuunnittelu	41	0	4,34	0,911
Elinympäristöjen ja lajien suojelu ylipäättään	43	0	4,14	0,915
Suojeluohjelmiin kuuluvat ja koskiensuojelulailla suojellut kohteet	41	0	4,1	0,889
Ekologiset käytävät	41	0	4,07	0,959
Yksityismaiden pysyvä suojelu osana METSO-ohjelmaa	41	0	4,05	0,74
<b>Vähiten potentiaaliset</b>				
Valtion retkeilyalueet	41	1	3,25	0,899
Asemakaavat	44	4	3,15	1,331
Kansalliset kaupunkipuistot	41	1	3,05	1,011
Kunnan rakennusjärjestys	40	13	2,67	1,209
Luonnonmuistomerkit	40	3	2,08	1,038

Taulukko 9. Ekologisen kytkeytyneisyyden edistämisen tärkeys käytännössä: viisi eniten ja viisi vähiten edistävää politiikkakeinoja. Vastausasteikolla 1 = ei ollenkaan 2 = vähän 3 = kohtuullisesti 4 = varsin paljon ja 5 =paljon. Ei arvioineet ovat vastaajia, jotka vastasivat en tiedä tai keino ei ole käytössä, keskiarvo (ka.) ja keskihajonta (SD).

Politiikkakeino	N	Ei arviota	ka.	SD
<b>Parhaat</b>				
Natura 2000 -verkosto	41	3	3,08	1,124
Erämaa-alueet	40	4	3,06	1,094
Kansallispuistot	41	6	3,03	1,150
Yksityismaiden pysyvä suojelu osana METSO-ohjelmaa	40	3	2,95	1,026
Elinympäristöjen ja lajien suojelu ylipäättään	42	3	2,90	0,912
<b>Huonoimmat</b>				
Vihreä infrastruktuuri	39	9	2,10	0,995
Suojavyöhykkeet luonnonsuojelualueiden ympärillä	41	7	2,03	1,029
Biodiversiteetin suojelu maatalouden ympäristötuella	38	4	1,94	0,952
Kunnan rakennusjärjestys	39	16	1,91	0,996
Luonnonmuistomerkit	39	6	1,85	0,972

#### 4.1.1.3. Politiikkakeinot ryhmittäin

Politiikkakeinot jaettiin ryhmiin tarkempaa tarkastelua varten. Keinoja tarkastellaan seuraavassa järjestyksessä: 1) kaavoituskeinot, 2) luonnonsuojelualueet, 3) muut suojelualueet, 4) maatalouden tuet, 5) lajisuojelu, 6) kytkeytyneisyyttä lisäävät keinot ja 7) muut keinot. Lopuksi keinoryhmiä vertaillaan toisiinsa.

Kaikissa politiikkakeinoryhmissä potentiaali edistää ekologista kytkeytyneisyyttä on selvästi korkeampi kuin sen edistäminen käytännössä (Taulukko 10). Eniten eroa on kytkeytyneisyyttä edistävissä keinoissa ja vähiten muiden suojeltujen alueiden, kuin varsinaisten luonnonsuojelualueiden välillä. Politiikkakeinoja käsitellään seuraavaksi

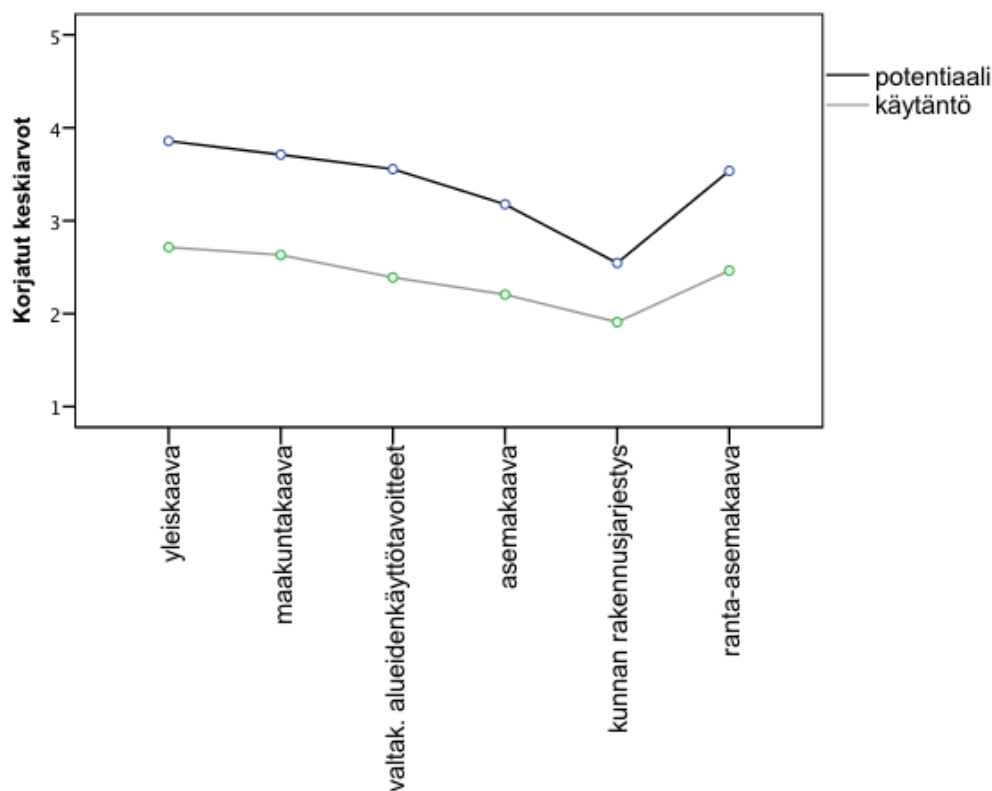
tarkemmin ryhmittäin. Tuloksia verrattaessa pitää huomioida, että Taulukko 10 vastaajamäärät, keskiarvot ja keskihajonnat on laskettu kaikista kysymyksiin vastanneista. Ryhmittäisessä analyysissä taas oli mahdollista ottaa mukaan vain ne vastaajat, jotka olivat vastanneet keinoon sekä käytännön että potentiaalin osalta. Taulukon 10 ja kuvien 9–15 tulokset siis poikkeavat jonkin verran toisistaan.

Taulukko 10. Yhteenvetotaulukko eri luonnonsuojelupolitiikan keinoista ryhmittäin. Vastaajamäärässä ovat mukana kaikki vastanneet. Vastaajamäärä (N), vastauksista laskettu summa, keskiarvo (ka.) ja keskihajonta (SD).

Politiikkakeinoryhmä	N	Summa	ka.	SD
Kaavoitus potentiaali	222	767	3,45	1,19
Kaavoitus käytäntö	194	469	2,42	0,97
Luonnonsuojelualueet potentiaali	369	1424	3,86	0,98
Luonnonsuojelualueet käytäntö	331	909	2,75	1,14
Muu alue potentiaali	195	615	3,15	1,15
Muu alue käytäntö	173	416	2,40	1,08
Maatalous potentiaali	78	270	3,46	1,11
Maatalous käytäntö	68	144	2,12	1,04
Suunnittelu potentiaali	200	798	3,99	1,04
Suunnittelu käytäntö	173	443	2,56	1,01
Kytkeytyneisyyttä edistävät potentiaali	123	504	4,10	0,98
Kytkeytyneisyyttä edistävät käytäntö	101	231	2,29	1,01
Lajisuojaus potentiaali	84	317	3,77	1,01
Lajisuojaus käytäntö	77	209	2,71	1,04

Kaavoituskeinojen potentiaali olisi ekologisen kytkeytyneisyyden edistämässä suurempi kuin se kuinka hyvin kaavoituskeinot tällä hetkellä edistävät ekologista kytkeytyneisyyttä (Toistomittaus ANOVA, GLM,  $F_{1, 187} = 161,92$ ,  $P < 0,001$ , kuva 7).

Kaavoituskeinojen välillä ei ollut eroa siinä kuinka keinon potentiaali ja käytäntö erosivat toisistaan (Toistomittaus ANOVA, GLM,  $F_{5, 187} = 0,81$ ,  $P = 0,542$ ). Keinojen välillä oli kuitenkin eroa siinä kuinka ne edistävät kytkeytyneisyyttä (ANOVA keskiarvoistetuille mitoille, GLM  $F_{5, 187} = 5,26$ ,  $P < 0,001$ ). LSD post-hoc tarkastelu osoitti, että yleiskaavalla on eniten potentiaalia ja myös käytännössä se parhaiten edesauttaa kytkeytyneisyyttä ja eroaa merkitsevästi kunnan rakennusjärjestyksestä ja lähes merkitsevästi asemakaavasta (Taulukko 11). Valtakunnalliset alueidenkäyttötavoitteet, maakuntakaava ja ranta-asemakaava nähtiin myös toimivampina kuin kunnan rakennusjärjestys (Taulukko 11).



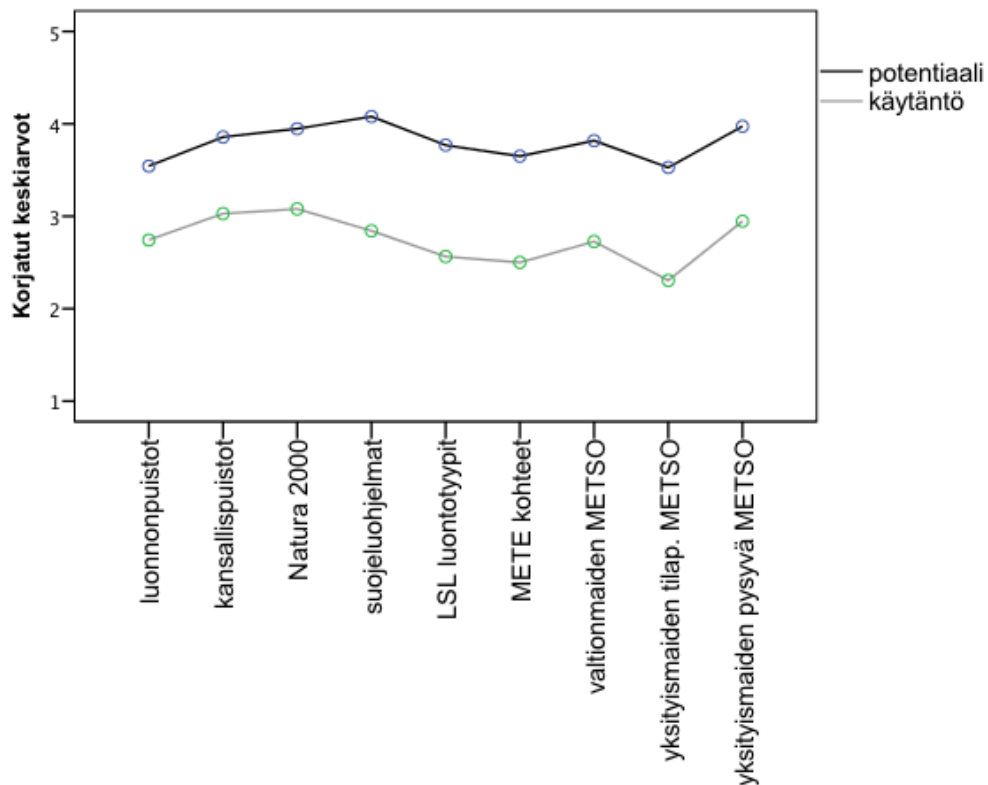
Kuva 7. Kaavoituskeinojen potentiaalinen kyky edistää ekologista kytkeytyneisyyttä ja ekologisen kytkeytyneisyyden edistäminen käytännössä.

Taulukko 11. Kaavoituskeinojen väliset erot. LSD post-hoc: keskiarvojen ero (MD), keskivirhe (SE), tilastollinen todennäköisyys (P) ja 95 % luottamusvälin ala- (CI<sub>L</sub>) ja ylärajat (CI<sub>U</sub>).

Politiikkakeino	Politiikkakeino	MD	SE	P	CI <sub>L</sub>	CI <sub>U</sub>
valtakunnalliset alueidenkäyttötavoitteet	valtakunnalliset	-	-	-	-	-
	alueidenkäyttötavoitteet	-	-	-	-	-
	maakuntakaava	-0,20	0,20	0,324	-0,60	0,20
	yleiskaava	-0,31	0,21	0,128	-0,72	0,09
	asemakaava	0,28	0,20	0,175	-0,13	0,69
	ranta-asemakaava	-0,03	0,22	0,899	-0,46	0,40
	kunnan rakennusjärjestys	0,74	0,23	0,002	0,28	1,21
maakuntakaava	valtakunnalliset	0,20	0,20	0,324	-0,20	0,60
	alueidenkäyttötavoitteet	-	-	-	-	-
	maakuntakaava	-	-	-	-	-
	yleiskaava	-0,11	0,20	0,572	-0,51	0,28
	asemakaava	0,48	0,20	0,020	0,08	0,88
	ranta-asemakaava	0,17	0,22	0,428	-0,25	0,60
	kunnan rakennusjärjestys	0,94	0,23	<0,001	0,49	1,40
yleiskaava	valtakunnalliset	0,31	0,21	0,128	-0,9	0,72
	alueidenkäyttötavoitteet	0,11	0,20	0,572	-0,28	0,51
	maakuntakaava	-	-	-	-	-
	yleiskaava	-	-	-	-	-
	asemakaava	0,59	0,21	0,005	0,18	1,01
	ranta-asemakaava	0,29	0,22	0,194	-0,15	0,72
	kunnan rakennusjärjestys	1,06	0,24	<0,001	0,50	1,52
asemakaava	valtakunnalliset	-0,28	0,21	0,175	-0,69	0,13
	alueidenkäyttötavoitteet	-0,48	0,20	0,020	-0,88	-0,08
	maakuntakaava	-0,59	0,21	0,005	-1,01	-0,18
	yleiskaava	-	-	-	-	-
	asemakaava	-	-	-	-	-
	ranta-asemakaava	-0,31	0,22	0,163	-0,74	0,13
	kunnan rakennusjärjestys	0,46	0,24	0,051	0,00	0,93
ranta-asemakaava	valtakunnalliset	0,03	0,22	0,899	-0,40	0,46
	alueidenkäyttötavoitteet	-0,17	0,22	0,428	-0,60	0,25
	maakuntakaava	-0,29	0,22	0,194	-0,72	0,15
	yleiskaava	-0,29	0,22	0,194	-0,72	0,15
	asemakaava	0,31	0,22	0,163	-0,13	0,74
	ranta-asemakaava	-	-	-	-	-
	kunnan rakennusjärjestys	0,77	0,25	0,002	0,29	1,26
kunnan rakennusjärjestys	valtakunnalliset	-0,74	0,23	0,002	-1,21	-0,28
	alueidenkäyttötavoitteet	-0,94	0,23	<0,001	-1,40	-0,49
	maakuntakaava	-0,94	0,23	<0,001	-1,40	-0,49
	yleiskaava	-1,06	0,24	<0,001	-1,52	-0,59
	asemakaava	-0,46	0,24	0,051	-0,93	0,00
	ranta-asemakaava	-0,77	0,25	0,002	-1,26	-0,29
	kunnan rakennusjärjestys	-	-	-	-	-

Luonnonsuojelualueiden potentiaali olisi ekologisen kytkeytyneisyyden edistämässä suurempi kuin se kuinka hyvin ne tällä hetkellä edistävät ekologista kytkeytyneisyyttä (Toistomittaus ANOVA, GLM,  $F_{1,322} = 181,06$ ,  $P < 0,001$ , Kuva 8).

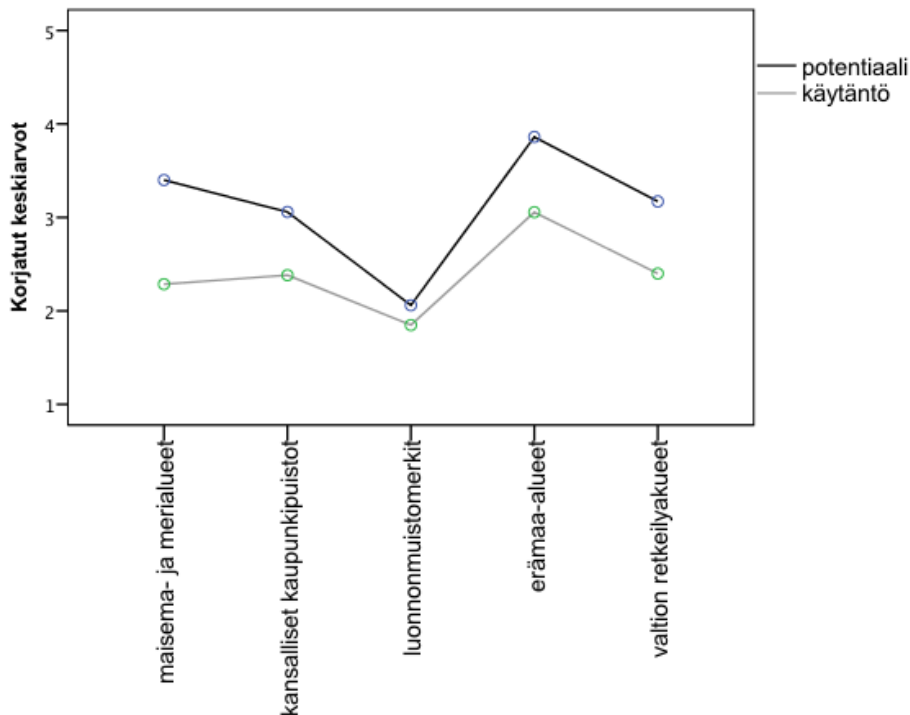
Eri luonnonsuojelualuetyyppien välillä ei ollut eroa siinä kuinka niiden kytkeytyneisyyden edistämisen potentiaali ja käytäntö erosivat toisistaan (Toistomittaus ANOVA, GLM,  $F_{8,322} = 1,10$ ,  $P = 0,365$ ). Luonnonsuojelualueiden välillä ei myöskään ollut eroa siinä kuinka ne edistävät kytkeytyneisyyttä (ANOVA keskiarvoistetuille mitoille, GLM  $F_{8,322} = 1,89$ ,  $P = 0,061$ ).



Kuva 8. Luonnonsuojelualueiden potentiaalinen kyky edistää ekologista kytkeytyneisyyttä ja ekologisen kytkeytyneisyyden edistäminen käytännössä.

Muiden suojelalueiden potentiaali olisi ekologisen kytkeytyneisyyden edistämässä suurempi kuin se kuinka hyvin suojelalueet tällä hetkellä edistävät ekologista kytkeytyneisyyttä (Toistomittaus ANOVA, GLM,  $F_{4, 168} = 123,73$ ,  $P < 0,001$ , Kuva 9).

Muiden suojelualuetyyppien välillä oli eroa siinä kuinka potentiaali ja käytäntö erosivat toisistaan (Toistomittaus ANOVA, GLM,  $F_{4, 168} = 5,02$ ,  $P = 0,001$ ). Niiden välillä oli eroa myös siinä kuinka ne edistävät kytkeytyneisyyttä (ANOVA keskiarvoistetuille mitoille, GLM  $F_{4, 168} = 12,36$ ,  $P < 0,001$ ). LSD post-hoc tarkastelu osoitti, että erämaa-alueilla on eniten potentiaalia ja myös käytännössä ne parhaiten edistävät kytkeytyneisyyttä ja eroavat merkitsevästi suojelluista maisema- ja merialueista, kansallisista kaupunkipuistoista, valtion retkeilyalueista ja luonnonmuistomerkeistä (Taulukko 12). Maisema- ja merialueilla on seuraavaksi eniten potentiaalia, mutta käytännössä ne edistävät kytkeytyneisyyttä vähemmän kuin valtion retkeilyalueet, vaikka ero ei olekaan tilastollisesti merkitsevä (Taulukko 12). Maisema- ja merialueet edistävät kytkeytyneisyyttä paremmin kuin luonnonmuistomerkit (Taulukko 12). Myös kansalliset kaupunkipuistot ja valtion retkeilyalueet edistävät kytkeytyneisyyttä paremmin kuin luonnonmuistomerkit (Taulukko 12).



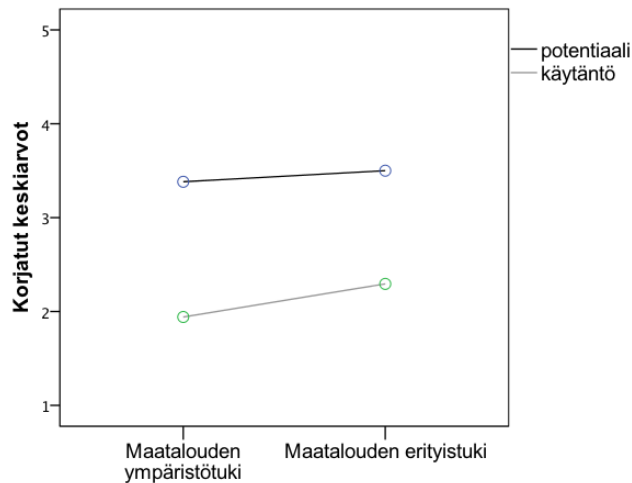
Kuva 9. Muiden suojelalueiden, kuin varsinaisten luonnonsuojelalueiden, potentiaalinen kyky edistää ekologista kytkeytyneisyyttä ja ekologisen kytkeytyneisyyden edistäminen käytännössä.

Taulukko 12. Muiden suojelualueiden, kuin luonnonsuojelualueiden, väliset erot. LSD post-hoc: keskiarvojen ero (MD), keskivirhe (SE), tilastollinen todennäköisyys (P) ja 95 % luottamusvälin ala- (CI<sub>L</sub>) ja ylärajat (CI<sub>U</sub>).

Politiikkakeino	Politiikkakeino	MD	SE	P	CI <sub>L</sub>	CI <sub>U</sub>
suojellut maisema- ja merialueet	suojellut maisema- ja merialueet	-	-	-	-	-
	kansalliset kaupunkipuistot	0,12	0,22	0,570	-0,30	0,55
	luonnonmuistomerkit	0,89	0,22	<0,001	0,46	1,32
	erämaa-alueet	-0,62	0,21	0,004	-1,03	-0,2
	valtion retkeilyalueet	0,06	0,21	0,789	-0,36	0,48
kansalliset kaupunkipuistot	suojellut maisema- ja merialueet	-0,12	0,22	0,570	-0,55	0,30
	kansalliset kaupunkipuistot	-	-	-	-	-
	luonnonmuistomerkit	0,77	0,22	0,001	0,34	1,20
	erämaa-alueet	-0,74	0,21	0,001	-1,16	-0,32
	valtion retkeilyalueet	-0,07	0,22	0,762	-0,49	0,36
luonnonmuistomerkit	suojellut maisema- ja merialueet	-0,89	0,22	<0,001	-1,32	-0,46
	kansalliset kaupunkipuistot	-0,77	0,22	0,001	-1,20	-0,34
	luonnonmuistomerkit	-	-	-	-	-
	erämaa-alueet	-1,50	0,22	<0,001	-1,93	-1,08
	valtion retkeilyalueet	-0,83	0,22	<0,001	-1,26	-0,40
erämaa-alueet	suojellut maisema- ja merialueet	0,62	0,21	0,004	0,20	1,03
	kansalliset kaupunkipuistot	0,74	0,21	0,001	0,32	1,16
	luonnonmuistomerkit	1,50	0,22	<0,001	0,32	1,16
	erämaa-alueet	-	-	-	-	-
	valtion retkeilyalueet	0,67	0,21	0,002	0,25	1,09
valtion retkeilyalueet	suojellut maisema- ja merialueet	-0,06	0,21	0,789	-0,48	0,36
	kansalliset kaupunkipuistot	0,07	0,22	0,762	-0,36	0,49
	luonnonmuistomerkit	0,83	0,22	<0,001	0,40	1,26
	erämaa-alueet	-0,67	0,21	0,002	-1,09	-0,25
	valtion retkeilyalueet	-	-	-	-	-

Maataloustukien potentiaali olisi ekologisen kytkeytyneisyyden edistämässä suurempi kuin se kuinka hyvin keinot tällä hetkellä edistävät ekologista kytkeytyneisyyttä (Toistomittaus ANOVA, GLM,  $F_{1,66} = 87,41$ ,  $P < 0,001$ , Kuva 10).

Tukien välillä ei ollut eroa siinä kuinka tukien potentiaali ja käytäntö erosivat toisistaan (Toistomittaus ANOVA, GLM,  $F_{5,187} = 0,69$ ,  $P = 0,409$ ). Tukien välillä ei myöskään ollut eroa siinä kuinka ne edistävät kytkeytyneisyyttä (ANOVA keskiarvoistetuille mitoille, GLM  $F_{1,66} = 1,10$ ,  $P = 0,297$ ).

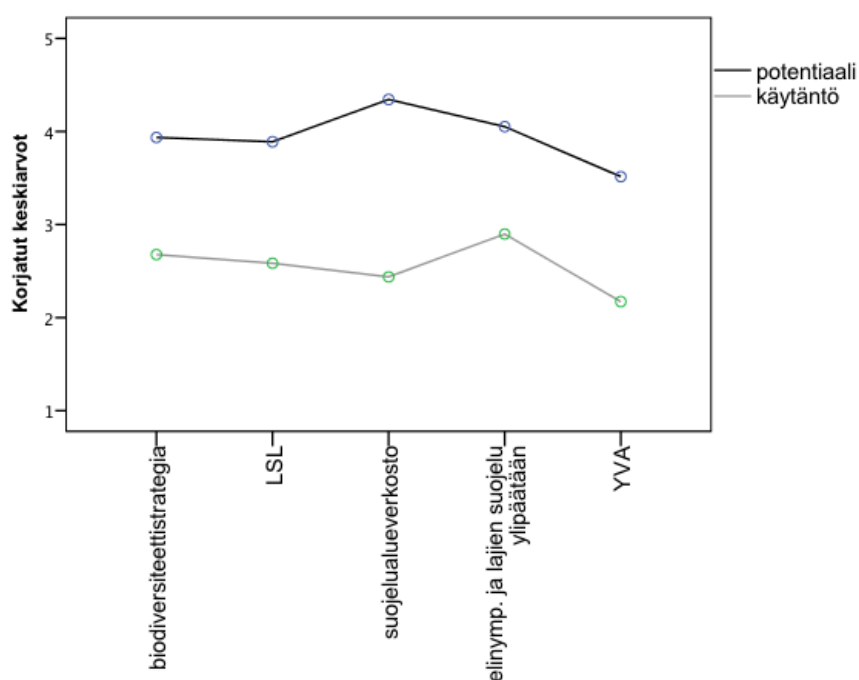


Kuva 10. Maatalouden ympäristötukien potentiaalinen kyky edistää ekologista kytkeytyneisyyttä ja ekologisen kytkeytyneisyyden edistäminen käytännössä.



Suuren mittakaavan suunnittelupainotteisten keinojen potentiaali olisi ekologisen kytkeytyneisyyden edistämässä suurempi kuin se kuinka hyvin ne tällä hetkellä edistävät ekologista kytkeytyneisyyttä (Toistomittaus ANOVA, GLM,  $F_{1,168} = 257,94$ ,  $P < 0,001$ , Kuva 11).

Keinojen välillä ei ollut eroa siinä kuinka niiden potentiaali ja käytäntö erosivat toisistaan (Toistomittaus ANOVA, GLM,  $F_{4, 168} = 2,24$ ,  $P = 0,067$ ). Keinojen välillä oli eroa siinä kuinka ne edistävät kytkeytyneisyyttä (ANOVA keskiarvoistetuille mitoille, GLM  $F_{4, 168} = 0,63$ ,  $P = 0,014$ ). LSD post-hoc tarkastelu osoitti, että suojelualueverkostolla on eniten potentiaalia (Kuva 11). Käytännössä elinympäristöjen ja lajien suojelu ylipäättään edistävät parhaimmin kytkeytyneisyyttä (Kuva 11). YVA edistää huonommin kytkeytyneisyyttä, kuin muut vertaillut politiikkakeinot eli biodiversiteettistrategia, luonnonsuojelulaki, suojelualueverkosto ja elinympäristöjen ja lajien suojelu, niin että ero on tilastollisesti merkitsevä (Taulukko 13).



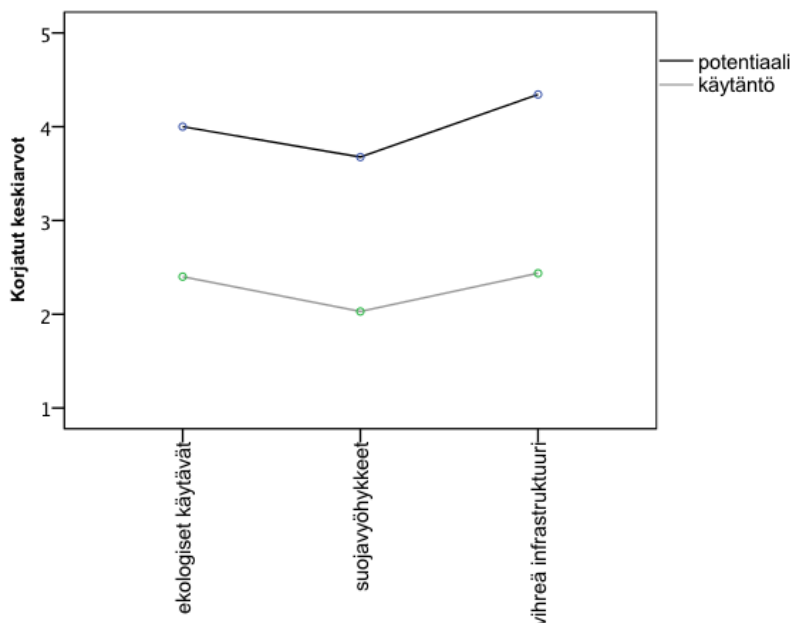
Kuva 11. Suuren mittakaavan suunnittelupainotteisten keinojen potentiaalinen kyky edistää ekologista kytkeytyneisyyttä ja ekologisen kytkeytyneisyyden edistäminen käytännössä.

Taulukko 13. Suuren mittakaavan suunnittelupainotteisten keinojen väliset erot. LSD post-hoc: keskiarvojen ero (MD), keskivirhe (SE), tilastollinen todennäköisyys (P) ja 95 % luottamusvälin ala (CI<sub>L</sub>) ja ylärajat (CI<sub>U</sub>).

Politiikkakeino	Politiikkakeino	MD	SE	P	CI <sub>L</sub>	CI <sub>U</sub>
biodiversiteettistrategia	biodiversiteettistrategia	-	-	-	-	-
	LSL	0,07	0,20	0,724	-0,32	0,46
	suojelualueverkosto	-0,08	0,20	0,681	-0,49	0,32
	elinymp. ja lajien suojelu	-0,17	0,20	0,390	-0,55	0,22
	YVA	0,46	0,20	0,022	0,07	0,86
LSL	biodiversiteettistrategia	-0,07	0,20	0,724	-0,46	0,32
	LSL	-	-	-	-	-
	suojelualueverkosto	-0,15	0,20	0,434	-0,54	0,23
	elinymp. ja lajien suojelu	-0,24	0,19	0,205	-0,61	0,13
	YVA	0,39	0,19	0,042	0,01	0,77
suojelualueverkosto	biodiversiteettistrategia	0,08	0,20	0,681	-0,32	0,49
	LSL	0,15	0,20	0,434	-0,23	0,54
	suojelualueverkosto	-	-	-	-	-
	elinymp. ja lajien suojelu	-0,08	0,19	0,665	-0,47	0,30
	YVA	0,55	0,20	0,006	0,16	0,94
elinympäristöjen ja lajien suojelu ylipäättään	biodiversiteettistrategia	0,17	0,20	0,390	-0,22	0,55
	LSL	0,24	0,19	0,205	-0,13	0,61
	suojelualueverkosto	0,08	0,19	0,665	-0,30	0,47
	elinymp. ja lajien suojelu	-	-	-	-	-
	YVA	0,63	0,19	0,001	0,26	1,00
YVA	biodiversiteettistrategia	-0,46	0,20	0,022	-0,86	-0,07
	LSL	-0,39	0,19	0,042	-0,77	-0,01
	suojelualueverkosto	-0,55	0,20	0,006	-0,94	-0,16
	elinymp. ja lajien suojelu	-0,63	0,19	0,001	-1,00	-0,26
	YVA	-	-	-	-	-

Kytkeytyneisyyttä tarkoituksella edistävien keinojen potentiaali olisi ekologisen kytkeytyneisyyden edistämisessä suurempi kuin se kuinka hyvin ne tällä hetkellä edistävät ekologista kytkeytyneisyyttä (Toistomittaus ANOVA, GLM,  $F_{1, 98} = 210,00$ ,  $P < 0,001$ , Kuva 12).

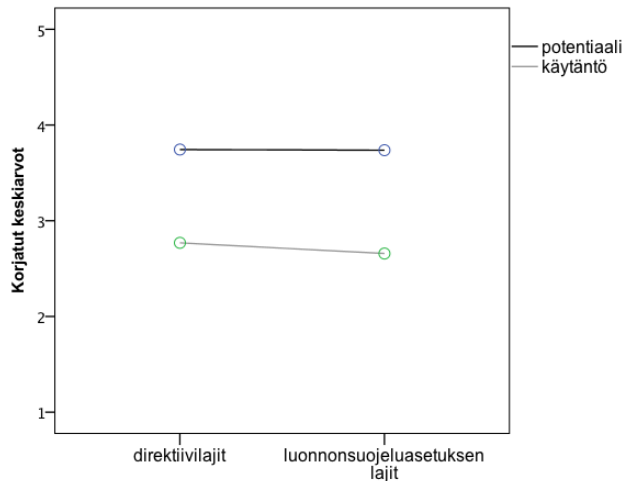
Keinojen välillä ei ollut eroa siinä kuinka niiden potentiaali ja käytäntö erosivat toisistaan (Toistomittaus ANOVA, GLM,  $F_{2, 98} = 0,63$ ,  $P = 0,534$ ). Keinojen välillä ei ollut myöskään eroa siinä kuinka ne edistävät kytkeytyneisyyttä (ANOVA keskiarvoistetuille mitoille, GLM  $F_{2,98} = 4,38$ ,  $P = 0,015$ ).



Kuva 12. Kytkeytyneisyyttä edistävien keinojen potentiaalinen kyky edistää ekologista kytkeytyneisyyttä ja ekologisen kytkeytyneisyyden edistäminen käytännössä.

Lajisuojelukeinojen potentiaali olisi ekologisen kytkeytyneisyyden edistämisessä suurempi kuin se kuinka hyvin ne tällä hetkellä edistävät ekologista kytkeytyneisyyttä (Toistomittaus ANOVA, GLM,  $F_{1, 75} = 69,37$ ,  $P < 0,001$ , Kuva 13).

Keinojen välillä ei ollut eroa siinä kuinka niiden potentiaali ja käytäntö erosivat toisistaan (Toistomittaus ANOVA, GLM,  $F_{1, 75} = 0,18$ ,  $P = 0,673$ ). Keinojen välillä ei ollut myöskään eroa siinä kuinka ne edistävät kytkeytyneisyyttä (ANOVA keskiarvoistetuille mitoille, GLM  $F_{1, 75} = 0,09$ ,  $P = 0,771$ ). Kaikilla muilla politiikkakeinoilla potentiaali edistää ekologista kytkeytyneisyyttä on selvästi korkeampi kuin sen edistäminen käytännössä, paitsi luonnonmuistomerkeillä ne ovat melko lähellä toisiaan (Kuvat 7–13).



Kuva 13. Lajisuojelun potentiaalinen kyky edistää ekologista kytkeytyneisyyttä ja ekologisen kytkeytyneisyyden edistäminen käytännössä.

#### 4.1.2. Tulosten tarkastelu

Toiminnallinen lajikohtainen kytkeytyneisyys ja rakenteellinen kytkeytyneisyys olivat vastaajien mielestä tärkeämpiä arvioitaessa ekologista kytkeytyneisyyttä kuin prosessien ottaminen huomioon. Kolmesta eri kytkeytyneisyyden lajista, lajikohtaisesta habitaattien kytkeytyneisyydestä, maiseman kytkeytyneisyydestä ja ekosysteemien prosessien kytkeytyneisyydestä (Lindenmayer & Fischer 2006), lajien toiminnallinen ja maiseman rakenteellinen kytkeytyneisyys siis nousevat tärkeämmäksi kuin prosessit. Lajien toiminnallinen kytkeytyneisyys on tärkeää monimuotoisuuden suojelulle ja toisaalta useat käytetyt kytkeytyneisyyden mittaustavat ovat lajikohtaisia, kuten havaittu lähtö- ja tulomuutto sekä leviämisenopeus (Calabrese & Fagan 2004). Rakenteellinen kytkeytyneisyys voidaan kokea tärkeäksi, koska sen toteutus voi olla helpointa käytännössä ja se on myös helpoin ymmärtää. Osittain tulos voi kertoa siitä, että pelkistettyä rakenteellista tai havaittuun liikkumiseen perustuvaa kytkeytyneisyyttä ei tässä yhteydessä kysytty erillään. Kytkeytyneisyyden negatiiviset vaikutukset, joihin kuuluu esimerkiksi vieraslajien leviäminen, koettiin myös suhteellisen tärkeäksi ottaa huomioon. Kytkeytyneisyyden edistäminen nähtiin tärkeänä biodiversiteetin suojelun kannalta, mutta suuri osa vastaajista oli sitä mieltä, että kytkeytyneisyyden tarkastelu ei ole kovin tärkeä osa nykyisiä käytäntöjä. Ne kytkeytyneisyyden osa-alueet, jotka oli otettu huomioon käytännön toiminnassa, olivat samoja kuin ne, jotka koettiin tärkeiksi.

Toiminta, johon vastaajat olivat osallistuneet, otti enemmän huomioon yhden lajin toiminnallisen kytkeytyneisyyden ja habitaattien rakenteellisen kytkeytyneisyyden, kuin toiminnallisen kytkeytyneisyyden maisema- tai laikkutasolla tai ekologisten prosessien toiminnan. Kytkeytyneisyyttä edistävissä hankkeissa ollaan siis keskitytty enemmän yksittäisiin lajeihin ja rakenteelliseen kytkeytyneisyyteen, jotka ovat myös helpoimmin mitattavissa. Useiden lajien yhtäaikainen huomioiminen ilman suunnitteluohjelmistoja olisikin käytännössä lähes mahdotonta. Mainittujen lajien perusteella kytkeytyneisyyttä oli pyritty kuitenkin edistämään useiden eri lajien ja lajiryhmien osalta. Esimerkkejä oli nisäkkäistä, linnuista, kaloista, selkärangattomista ja hyönteisistä, mutta mitään kasvi-, sieni-, sammal- tai jäkälälajeja ei mainittu. Luontotyyppejäkään ei mainittu nimeltä, mikä oli hieman yllättävää. Esimerkkeinä erilaisista elinympäristöistä mainittiin suot, metsäkohteet ja purot. Useaan kertaan esimerkkeinä toimivasta kytkeytyneisyyden edistämisestä mainitut keinot (kaavoitus, METSO-ohjelma, Metsähallituksen alue-

ekologinen ja luonnonvarasuunnittelu sekä Zonation) kattavat mittakaavaltaan maisematason.

Useat politiikkakeinot mahdollistavat korkeaksi arvioidun potentiaalin perusteella kytkeytyneisyyden säilyttämisen ja edistämisen. Politiikkakeinot edistävät ekologista kytkeytyneisyyttä käytännössä kuitenkin järjestelmällisesti vähemmän kuin mihin niillä olisi potentiaalia. Vaikeimpia arvioida olivat ranta-asemakaavat, kunnan rakennusjärjestys ja biodiversiteettistrategian yleiset linjanvedot. Hajanaisen rakentamisen ohjauksen merkitys kytkeytyneisyydelle voi olla vaikeasti hahmotettavissa ja/tai päätellen vastaajien taustatiedoista keinot eivät välttämättä ole vastaajille tuttuja. Strategioiden käytännön vaikutukset voivat olla hyvin vaikeita arvioida.

Potentiaaaliltaan parhaina keinoina ekologisen kytkeytyneisyyden edistämisessä pidettiin 1) suojelualueverkoston kokonaissuunnittelua, 2) elinympäristöjen ja lajien suojelua ylipäättään, 3) suojeluohjelmiin kuuluvia ja koskiensuojelulla suojeltuja kohteita, 4) ekologisia käytäviä ja 5) yksityismaiden pysyvää suojelua osana Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelma METSO:a. Näistä kolme ensimmäistä sisältävät välttämättä kokonaisvaltaista suunnittelua. Useimpien lajien kannalta oleellista onkin kytkeytyneisyyden suunnittelu riittävän suuressa mittakaavassa. Ekologiset käytävät edistävät tarkoituksellisesti kytkeytyneisyyttä mutta silti niiden suunnittelussa tulisi ottaa huomioon laajemmankin kuin käytävän yhdistävien laikkujen mittakaavan kytkeytyneisyys. Yksityismaiden suojelu METSO-ohjelman kautta on saanut hyvän vastaanoton, ja yksityismaiden suojelussa on paljon potentiaalia yksityismaiden suuren pinta-alan takia. METSO-ohjelmaa on maanomistajille vapaaehtoinen, mutta sisältää suuren pinta-alan suojelun tavoitteen ja huomioi jonkun verran kytkeytyneisyyttä (Laita ym. 2012). Toisaalta pitää muistaa, että hyväksyttävyyys ei yksinään lisää luonnon suojelua (Keto-Tokoi & Kotiaho 2013). METSO-ohjelmassa suojeltujen alueiden pieni koko ja riittävän kytkeytyneisyyden puute saattavat vähentää sen hyödyllisyyttä, ja ohjelman kehittämiseksi suojelun pitäisi tulevaisuudessa painottua pysyviin suojelualueisiin, jotka kasvattavat yhtenäisten suojelualueiden kokoa ja samalla suojelualueiden kytkeytynyttä verkostoa (Keto-Tokoi & Kotiaho 2013).

Nykyisten luonnonsuojelupolitiikan keinojen arvioidaan edistävät keskiarvoltaan kohtalaisesti ekologista kytkeytyneisyyttä. Parhaina politiikkakeinoina käytännössä pidettiin: 1) Natura 2000 -verkostoa, 2) erämaa-alueita, 3) kansallispuistoja 4) yksityismaiden pysyvää suojelua osana METSO-ohjelmaa sekä 5) elinympäristöjen ja lajien suojelua ylipäättään. Tämänhetkisistä parhaina pidetyt politiikkakeinot ovat pinta-alaltaan kattavia, lukuun ottamatta ekologisia käytäviä ja muuta lajien tai luontotyyppien suojelua. Parhaina pidetyt keinot noudattavat myös vakiintunutta tapaa toteuttaa luonnonsuojelua muodostamalla suojelualueita. Natura 2000 -verkosto se on tarkoituksellisesti suunniteltu säilyttämään ja edistämään kytkeytyneisyyttä EU-tasolla (Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2009/147/EY, Neuvoston direktiivi 92/43/ETY). Koska erämaiden suojelumääräykset eivät ole yhtä tiukat kuin joidenkin muiden suojelualue tyyppien, niin niiden arvioimista viiden parhaan joukkoon käytännön ekologisen kytkeytyneisyyden edistämisessä selittää luultavasti laajan pinta-alan lisäksi sijainti pohjoisessa, ilmastonmuutoksen takia kriittisellä useiden eliöiden esiintymisen reuna-alueella. Potentiaaaliltaan parhaina pidetyt keinot painottuvat enemmän suunnitteluun ja käytännössä parhaiksi arvioidut keinot lainsäädännöllisiin määräyksiin perustuvaan suojeluun.

Suojelualueet ovat eniten käytetty monimuotoisuuden suojelun keino, ja ne näyttävät suojelevan biodiversiteettiä parhaiten (Miteva ym. 2012). Maailman lajeista tunnettujen lajien biodiversiteetti on keskittynyt maantieteellisesti pienille alueille, biodiversiteetin ”kuumiin pisteisiin”, joiden suojelu olisi erittäin tärkeää (Myers ym. 2000).

Maankäyttöpaineiden takia suojellut alueet ovat usein pieniä, vaikkakin onneksi erityyppiset suojelualueet muodostavat usein verkoston voimaperäisemmin käytettyjen alueiden kanssa. Suomalaisista luonnonsuojelupolitiikan keinoista luonnonsuojelualueverkosto, valtakunnallinen alueidenkäytönsuunnittelu ja maakuntakaavoitus toimivat koko maan tasolla, mikä saattaa olla useimpien prosessien toiminnan turvaamisen kannalta tarpeeksi suuri suunnittelun mittakaava. Pienialaistenkin suojelukohteiden merkitys voi olla suuri verkoston kytkeytyneisyyden kannalta, mutta yksistään pienialaiset kohteet eivät riitä suojelemaan monimuotoisuutta (Laita ym. 2010).

Potentiaaliltaan huonoiten ekologista kytkeytyneisyyttä edistäviksi politiikkakeinoiksi arvioitiin 1) luonnonmuistomerkit, 2) kunnan rakennusjärjestys 3) kansalliset kaupunkipuistot, 4) asemakaavat ja 5) valtion retkeilyalueet. Luonnonmuistomerkit onkin tarkoitettu pienialaisten yksittäisten kohteiden suojeluun, joten niiden ei voida olettaakaan edistävän ekologista kytkeytyneisyyttä merkittävästi. Rakennusjärjestys antaa rakentamiseen liittyviä ohjeita, mutta sen suhde ekologisen kytkeytyneisyyden edistämiseen ei ole selvä. Kunnan rakennusjärjestyksen kohdalla useat vastaajat jättivät myös arvioimatta sen vaikutuksen. On mielenkiintoista, että potentiaaliltaan kolme viidestä huonoimmiksi arvioituista keinoista liittyy suoraan kaupunkeihin. Vastaajajoukossa ei ollut yhtään maantieteilijäksi itseään identifioivaa vastaajaa, jolla luultavasti olisi ollut syvällisempi ymmärrys ja arvostus kaavoituksesta. Maantieteilijöiden puuttuminen ja toisaalta myös ekologien tietämättömyys kaavoitusprosessista saattavat osaltaan selittää sitä, että etenkin paikallistason kaavoituksessa ei nähdä potentiaalia. Toisaalta voi miettiä, että jos hierarkkisen maankäytön suunnittelun alimman tason ei nähdä edistävän ekologista kytkeytyneisyyttä, voivatko ylemmätkin tasot edistää sitä. Kansallisia kaupunkipuistoja on Suomessa vain muutama, mikä voi selittää, ettei niillä nähdä olevan potentiaalia. Kaupungistumisen lisääntyessä voi kuitenkin olla, että kaupunkeja koskeva suunnittelu kasvaa kriittisen tärkeäksi biodiversiteetin hidastamisen osalta. Biodiversiteetin säilyttämisessä auttavia alueita voidaan jopa rakentaa suoraan, esimerkiksi istuttaa harvinaisia lajeja viherkatoille.

Käytännössä nykyisin huonoimmin ekologista kytkeytyneisyyttä edistäviksi politiikkakeinoiksi arvioitiin 1) luonnonmuistomerkit, 2) kunnan rakennusjärjestys, 3) biodiversiteetin suojelu maatalouden ympäristötuella 4) suojavyöhykkeet luonnonsuojelualueiden ympärillä ja 5) vihreä infrastruktuuri. Käytännössä huonosti ekologista kytkeytyneisyyttä edistävät instrumentit eivät kata Suomen mittakaavassa laajoja pinta-aloja lukuun ottamatta maatalouden ympäristötukia. Ympäristötukea on kuitenkin käytetty maatalouden yleisen kannattavuuden parantamiseen, eivätkä sen pakolliset perustoimenpiteet riitä säilyttämään luonnon monimuotoisuutta, vaan monimuotoisuuden säilyttämiseen ovat vaikuttaneet lähinnä vain vapaaehtoiset erityistuet kuten perinnebiotooppien hoidon erityistuki (Kuussaari ym. 2008 s. 182, s. 184, s. 187). Maatalouden ympäristötuen ehtoja aiotaankin muuttaa kannustavammiksi ja vastikkeellisemmiksi 2014 alkavalla rahoituskaudella (Valtioneuvosto 2012). Maataloustuet eivät lähtökohtaisesti huomioi kytkeytyneisyyttä (Arponen ym. 2012). Suojavyöhykkeiden huonoksi arvioimista voi selittää se, että suojavyöhykkeitä ei ole laajamittaisesti toteutettu. Maataloustukien ja suojavyöhykkeiden heikko kyky edistää kytkeytyneisyyttä ovat myös sidoksissa laajaan yksityismaanomistukseen, minkä takia kytkeytyneisyyden varmistaminen on haastavaa. Vihreän infrastruktuurin arvioiminen käytännössä huonosti kytkeytyneisyyttä edistäväksi ilmentää hyvin nykyistä tilannetta, sillä vihreän infrastruktuurin politiikkaa ei ole vielä toteutettu Suomessa.

Luonnonsuojelulainsäädännön arvioinnin mukaan suojelualueiden kytkeytyneisyyden edistämiseen voitaisiin käyttää seuraavia politiikkakeinoja: kaavoitusinstrumentit, kestävä metsätalouden rahoituslaki, maatalouden ympäristötuet ja

kansalliset kaupunkipuistot (Similä ym. 2010). Kaavoituksella vastaajat näkivät olevan potentiaalia, mutta ei yhtä paljon kuin joillakin muilla keinoilla. Kestävän metsätalouden rahoituslakia ei juuri mainittu kyselyn vastauksissa, mutta sitä ei myöskään kysytty erikseen. Maataloustuet nousivat tutkimuksessa selkeästi esiin. Kansallisten kaupunkipuistojen rooliin taas ei uskottu vahvasti.

Tutkimuksessa keskityttiin Suomeen, mutta Euroopan valtioiden luonnonsuojelupolitiikka on vahvasti kytköksissä EU-tasoon. EU-tasolla kytkeytyneisyyttä voisi parantaa seuraavien politiikkakeinojen avulla: suojelualueiden suunnittelu- ja hoito, suojavyöhykkeet ja ekologiset käytävät, maankäytön suunnittelu ja erityisesti kytkeytyneisyyden huomioiminen liikennesektorilla, ympäristövaikutusten arviointi (YVA ja SOVA), maatalouspolitiikka ja -tuet, metsästrategiat, Vesipuitedirektiivin toimeenpano, rannikkovyöhykkeiden integroitu hallinta, ja rahoitusinstrumentit, kuten LIFE+ ja Koheesiorahasto (Kettunen ym. 2007). Kettusen ym. (2007) arvioinnissa ei otettu huomioon meriympäristöjen kytkeytyneisyyttä edistäviä keinoja.

Potentiaali edistää ekologista kytkeytyneisyyttä on vastauksissa tilastollisesti merkitsevästi suurempi kuin edistäminen käytännössä kaikilla keinoryhmillä. Käytännön ja potentiaalin välillä siis on suuri ero. Kaavoituskeinoilla, muilla suojelualueilla kuin varsinaisesti luonnonsuojeluun tarkoitetuilla, suuren mittakaavan suunnittelupainotteisilla keinoilla, oli keinoryhmän sisällä eroa siinä kuinka ne edistävät kytkeytyneisyyttä. Näihin keinoryhmiin kuului keskenään varsin eri tyyppisiä keinoja. Osittain ryhmien sisäiset erot olivat suurempia kuin ryhmien väliset, eli keinojen tarkastelu yksittäin saattaa olla havainnollisempaa keinojen toimivuutta arvioitaessa. Ryhmittäinen tarkastelu tekee kuitenkin mahdolliseksi helposti vertailla saman tyyppisiä keinoja. Luonnonsuojelualueiden ja kahden maataloustuen, kytkeytyneisyyttä edistävien keinojen ja kahden lajisuojelukeinon ryhmien sisällä taas ei ollut tilastollista eroa. Politiikkakeinoryhmät poikkesivat toisistaan vastaajamäärien osalta, joten ne eivät ole suoraan vertailukelpoisia.

Kaikilla muilla politiikkakeinoilla luonnonmuistomerkkejä lukuun ottamatta potentiaali nähdään selvästi korkeampana kuin tämän hetken kytkeytyneisyyden edistäminen. Politiikkakeinoryhmistä eniten eroa potentiaalin ja käytännön välillä on kytkeytyneisyyttä tarkoituksella edistävissä keinoissa ja vähiten muiden suojeltujen alueiden, kuin varsinaisten luonnonsuojelualueiden välillä. Yksittäisistä keinoista suurimmat erot, eli samalla myös suurimmat kehittämismahdollisuudet, nähdään olevan suojelualueverkoston kokonaissuunnittelussa ja kytkeytyneisyyttä tarkoituksella edistävillä keinoilla (suojavyöhykkeet luonnonsuojelualueiden ympärillä, ekologiset käytävät), asemakaavoilla sekä maatalouden ympäristötuella. On mielenkiintoista, että muiden kaavoituskeinojen käytännön ja potentiaalin ero ei ole suurimpien erojen joukossa. Yksittäisistä keinoista käytäntö ja potentiaali olivat lähimpänä toisiaan kolmella potentiaalisesti huonoimmaksi arvioidulla keinolla (luonnonmuistomerkit, kansalliset kaupunkipuistot ja kunnan rakennusjärjestys) ja käytännössä hyvin toimiviksi arvioiduilla valtion retkeilyalueilla ja Natura 2000 -verkostolla.

## **4.2. Miten luonnonsuojelupolitiikan keinot voisivat edistää ekologista kytkeytyneisyyttä paremmin**

### **4.2.1. Tulokset**

#### **4.2.1.1. Politiikkasektoreiden integraatio ja toimivien keinojen ominaisuudet**

Vastaajat luettelivat useita ominaisuuksia, jotka tekevät politiikkakeinoista hyviä ekologisen kytkeytyneisyyden edistämiseksi: pysyvyys, huolellisesti suunniteltu,

perustuminen tieteelliseen tietoon, ekologinen merkittävyys, kustannustehokkuus, hyväksyttävyyys, joustavuus, maanomistajien vapaaehtoisuus, mutta toisaalta myös sitovuus. Toimivan politiikkakeinoyhdistelmän ominaisuuksiksi lueteltiin muun muassa hyväksyttävyyys, kustannustehokkuus, tehokkuus, ekosysteemipalvelunäkökulma, tieteellisen tiedon hyödyntäminen ja maisematason suunnittelu.

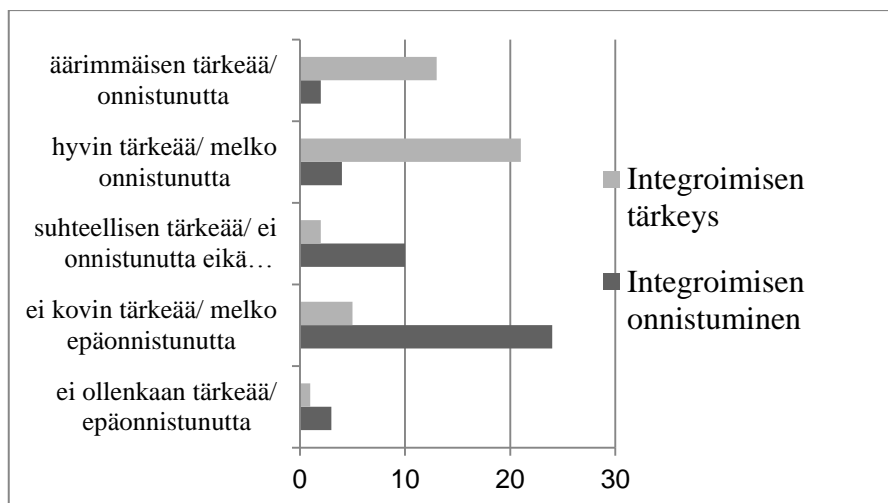
Kysymyksessä, jossa kysyttiin politiikkakeinoja, joiden yhdistäminen parantaisi kytkettyneisyyttä, kysymykseen vastattiin yleisellä tasolla, eli useat vastaajat kirjoittivat esimerkiksi taloudellisista keinoista ja maisematason suunnittelun tarpeesta, eivätkä luetelleet yksittäisiä keinoja. Aiemmin kyselyssä mainituista keinoista mainittiin useimmin luonnonsuojelulaki ja erilaisia kaavoituskeinoja. Yksittäisiä maatalouteen liittyviä keinoja ei mainittu.

Suurin osa vastaajista oli sitä mieltä, että jos Suomessa nykyisin käytössä olevaa politiikkakeinojen yhdistelmää muokattaisiin sopivasti, se pystyisi edistämään ekologista kytkettyneisyyttä tehokkaammin. 62,5 % vastaajista oli täysin eri mieltä tai eri mieltä siitä, että nykyinen politiikkakeinojen yhdistelmä pystyy edistämään tehokkaasti ekologista kytkettyneisyyttä (ka. 2,48, n=40). 70 % vastaajista oli samaa tai täysin samaa mieltä siitä, että jos nykyistä politiikkakeinojen yhdistelmää muokattaisiin sopivasti, se pystyisi edistämään ekologista kytkettyneisyyttä tehokkaammin.

Vastaajia pyydettiin kirjoittamaan kolme ehdotusta, kuinka olemassa olevia politiikkakeinoja voitaisiin kehittää niin, että niillä pystyttäisiin turvaamaan ekologista kytkettyneisyyttä Suomessa nykyistä paremmin. Vastaajat vastasivat monipuolisesti erilaisia parannusehdotuksia. Laajinta kannatusta sai suunnittelu valtakunnan- tai aluetasolla, mutta kuitenkin paikallinen taso huomioon ottaen. Tähän sisältyi myös kaavoitus. Seuraavaksi eniten kannatusta sai lainsäädännöllisen velvoittavuuden lisääminen. Myös tiedon ja koulutuksen lisääminen, mukaan lukien asiantuntijoiden kouluttaminen ja tutkimuksen, etenkin päätöksentekoa tukevan tutkimuksen, lisääminen mainittiin useasti.

Biodiversiteetin suojelun integroiminen osaksi muita sektoripolitiikkoja koetaan monimuotoisuuden suojelun kannalta paljon tärkeämmäksi, kuin miten integroimisen onnistumisen arvioidaan toteutuneen (Kuva 14). Integroimisen onnistumisen keskiarvo 2,54 on ja integroimisen tärkeyden 3,95. Kytkeytyneisyyden tärkeys on suurempi kuin huomioonotto (Kahden riippuvan otoksen t-testi,  $t=5,97$ ,  $df=40$ ,  $p<0,001$ ). Lähes kaikki vastaajat olivat sitä mieltä, että integroiminen olisi hyvin tai äärimmäisen tärkeää. Vastaajien mielestä ekologisen kytkettyneisyyden edistämiseksi biodiversiteettipolitiikan kanssa olisi tärkeintä yhdistää seuraavat sektorit: metsäpolitiikka (mainittu 14 kertaa), maankäytön suunnittelu (13), maatalouspolitiikka (12), ilmastonmuutos (4). Muita lueteltuja sektoreita olivat liikenne, luonnonvarat yleisesti, metsästys ja kalastus, turve, vihreä talous, kaivokset, vesipolitiikka ja maanomistajuus.





Kuva 14. Biodiversiteetin suojelun integroimisen tärkeys osaksi muita politiikkasektoreita kytkeytyneisyyden edistämisen kannalta ja nykyisen biodiversiteettipolitiikan integroimisen onnistuminen.

#### 4.2.1.2. Arviointi ja suunnittelumenetelmät

Vastaajilta kysyttiin arviointi- ja suunnittelumenetelmien käytöstä käytännön hankkeissa ja tutkimuksessa. Tutkimuksessa eniten käytettyjä arvioitiin olevan alueiden väliset etäisyydet, ja metapopulaatiomallit (Taulukko 14). Käytännössä eniten käytettyjä arvioitiin olevan alueellista jakautumista kuvaavat indeksit, metapopulaatiomallit ja järjestelmällinen suojelun suunnittelu ohjelmistoja käyttämällä (Taulukko 14). Arviointi- ja suunnittelumenetelmiä käytettiin tutkimuksessa enemmän kuin käytännössä ja useimpien menetelmien useimmin esiintyvä vastaus oli ”en tunne” (Taulukko 14). En tunne vastauksia oli 20–65,9 % vastauksista, eniten graafi- eli verkkoteorian kohdalla ja tutuimmat menetelmät olivat alueiden välisten etäisyyksien mittaaminen ja metapopulaatiomallit (Taulukko 14). Prosenttiosuuksien laskemiseksi vastaajille, jotka olivat vastanneet A kohtaan ”en tunne menetelmää”, mutta jättäneet B kohdan tyhjäksi imputoitiin ”en tunne” vastaus myös B-kohtaan, ja nämä laskettiin mukaan kysymyksen vastaajamäärään ja keskiarvoon.

Tärkeimpinä päätöksentekokriteereinä valittaessa kytkeytyneisyyden arvioinnin menetelmiä politiikkaprosesseissa tai käytännön luonnonsuojelun toteutuksessa tai tutkimuksessa pidettiin saatavilla olevan tiedon laatua, henkilökunnan asiantuntemusta ja tiedon saatavuutta (Taulukko 15). Vastaajat saivat myös luetella muita kuin jo listattuja kriteerejä. Hyvin tai äärimmäisen tärkeinä päätöksentekokriteereinä mainittiin asiantuntemuksen saatavuus, ekosysteemien toiminnallisuuden arviointi, asenteet politiikan teon ja päätöksenteon eri tasoilla, menetelmien perustuminen havaintoaineistoon ja opitut tavat. Vähiten tärkeinä pidettiin menetelmien monimutkaisuutta ja tieteellisessä kirjallisuudessa vallitsevaa käsitystä menetelmien käyttökelpoisuudesta (Taulukko 15).

Taulukko 14. Arviointi ja -suunnittelumenetelmien käyttö käytännöllisissä hankkeissa/ politiikkaprosesseissa (A) ja tutkimuksessa (B). En tunne prosenttiosuus, vastaajamäärä ja vastauksen moodi. Niistä menetelmistä, joissa moodi on ”en tunne”, kerrotaan myös moodi ilman ”en tunne” vaihtoehtoa. Vastauksissa käytettiin asteikkoa 0= en tunne menetelmää, 1= ei ole käytössä, 2= käytetään erittäin harvoin, 3= käytetään harvoin, 4=käytetään melko usein, 5= käytetään säännöllisesti.

	En tunne %	N	Moodi
Alueiden väliset etäisyydet – rakenteellinen kytkeytyneisyys			
A Käytäntö	22,7	44	2 & 3
B Tutkimus	20	40	4
Mittakaava-pinta-alakäyrä – rakenteellinen kytkeytyneisyys			
A Käytäntö	47,7	44	En tunne (2)
B Tutkimus	52,4	42	En tunne (3 & 4)
Alueellista jakautumista kuvaavat indeksit – rakenteellinen kytkeytyneisyys			
A Käytäntö	25	44	3
Tutkimus	29,7	37	En tunne (3 & 4)
Järjestelmällinen suojelun suunnittelu (esim. Zonation, Marxan) – rakenteellinen kytkeytyneisyys			
A Käytäntö	31,8	44	En tunne (4)
B Tutkimus	34,9	43	En tunne (4)
Graafiteoria – mahdollinen kytkeytyneisyys			
A Käytäntö	59,1	44	En tunne (1)
B Tutkimus	65,9	41	En tunne (2)
Metapopulaatiomallit – mahdollinen kytkeytyneisyys			
A Käytäntö	20,5	44	3
B Tutkimus	20,5	39	4
Leviämisen tai geneettisen etäisyyden kautta havaittu muutto – havaittu kytkeytyneisyys			
A Käytäntö	34,1	44	En tunne (2)
B Tutkimus	35	40	En tunne (3)

Taulukko 15. Päätöksentekokriteerien tärkeys valittaessa kytkeytyneisyyden arvioinnin menetelmiä. Vastauksissa käytettiin asteikkoa 1= ei ollenkaan tärkeää, 2= ei kovin tärkeää, 3= suhteellisen tärkeää, 4= hyvin tärkeää, 5= äärimmäisen tärkeää.

	1	2	3	4	5	N	Ka
Saatavilla olevan tiedon laatu ja/ tai tiedon laadun vaatimukset	0	1	6	<u>21</u>	17	45	4,2
Tiedon saatavuus	0	0	4	<u>27</u>	12	43	4,19
Menetelmien monimutkaisuus	<u>12</u>	10	11	8	0	41	2,37
Menetelmien käytön opetteluun ja soveltamisen helppous	0	2	<u>20</u>	15	6	43	3,58
Henkilökunnan asiantuntemus	0	0	8	<u>19</u>	17	44	4,2
Tieteellisessä kirjallisuudessa vallitseva käsitys menetelmien käyttökelpoisuudesta	5	9	<u>17</u>	9	1	41	2,8
Kulut	0	3	12	<u>14</u>	<u>14</u>	43	3,91
Menetelmien käytön opetteluun käytettävissä oleva aika	0	4	<u>16</u>	<u>16</u>	7	43	3,6
Tulosten analysointiin käytettävissä oleva aika	0	2	<u>19</u>	14	7	42	3,62
Yht.	17	31	113	145	85	391	3,71

#### 4.2.2. Tulosten tarkastelu

Kun kysyttiin ominaisuuksia, jotka tekevät politiikkakeinoista hyviä ekologisen kytkeytyneisyyden edistämiseksi, vastaajat mainitsivat kaikki lukuun ottamatta ennustettavuutta Mickwitzin (2003) esittämistä ympäristöpolitiikan yleisistä arviointikriteereistä: relevanssista, vaikuttavuudesta, tehokkuudesta, pysyvyydestä, joustavuudesta ja ennustettavuudesta. Muita mainittuja ominaisuuksia olivat huolellisesti suunniteltu, perustuvat tieteelliseen tietoon, kustannustehokkuus, hyväksyttävyys ja maanomistajien vapaaehtoisuus. Vastaajat ajattelivat siis suoraan tuloksiin vaikuttavien ominaisuuksien lisäksi pidempään aikaväliin ja suojelun hyväksyttävyyteen liittyviä ominaisuuksia. Natura-alueiden toimeenpanto aiheutti konflikteja Suomessa (Hiedanpää 2002). Toisaalta METSO-ohjelman on koettu muuttaneen ilmapiiriä positiivisemmaksi, minkä takia vapaaehtoisuuden tärkeyttä ehkä nyt korostetaan suomalaisessa luonnonsuojelupolitiikassa. Toimivan politiikkakeinoyhdistelmän ominaisuuksiksi luettiin samantyyppisiä ominaisuuksia, esimerkiksi hyväksyttävyys, kustannustehokkuus, tehokkuus ja tieteellisen tiedon hyödyntäminen, mutta myös politiikan kokonaisuuteen suhteutettuna tärkeitä ominaisuuksia kuten ekosysteemipalvelunäkökulma ja maisemataso suunnittelun tarve.

Vastaajien mielestä nykyistä keinoyhdistelmää tulisi muokata, jotta se toimisi paremmin. Vastaajat eivät juuri luetelleet yksittäisiä keinoja, jotka pitäisi yhdistää, vaan kyse on selkeästi laajemman tason suunnittelun ja budjetin riittävyyden tarpeesta.

Kaavoitusta ja luonnonsuojelulakia, jotka ovat sitovia keinoja, pidettiin erityisen tärkeinä. Pelkkä vapaaehtoisuus ei siis vaikuta riittävältä kytkeytyneisyyden turvaamisen kannalta. Yksittäisten maatalouskeinojen mainitsemattomuus on yllättävää, koska maatalouspolitiikan integroinnin tärkeys korostui politiikkojen integraatiota selvittävissä kysymyksissä. Suunnitelmallisen suunnittelun ja resurssien kohdentamisen kytkeytyneille lajirikkaille perinnebiotoopeille on todettu mallinnuksessa lisäävän niiden suojeluarvoa (Arponen ym. 2013). Maatalouden keinojen mainitsemattomuus saattaa johtua siitä, että vastaajissa ei ollut yhtään henkilöä, joka olisi ilmoittanut työpaikakseen maataloudesta vastaavan viranomaisen.

Ekologista kytkeytyneisyyttä uskottiin pystyttävän parantamaan suunnittelemalla luonnonsuojelua valtakunnan tai aluetasolla, mutta myös paikallinen taso huomioon ottaen. Myös aikaisemmissa Suomen luonnonsuojelun asiantuntijakeskusteluissa on noussut esiin kohdistaa suojelun painopiste maankäytön suunnitteluun (Apostolopoulou & Paloniemi 2012). Kehittämisehdotuksissa seuraavaksi eniten kannatusta sai lainsäädännöllisen velvoittavuuden lisääminen, mikä kuvastaa sitä, että tavoitteet eivät ole nykyisellään toteutuneet ja ainakin osan vastaajista mielestä tuloksiin ei uskota päästävän pelkällä vapaaehtoisuudella. Tiedon ja koulutuksen lisääminen nousi esiin useita kertoja, myös asiantuntijatasolla ja etenkin päätöksentekoa tukevan tiedon ja koulutuksen. Paloniemi ym. (2012b) tutkimuksessa asiantuntijat mainitsivat ryhmäkeskusteluissa useita alueiden laatuun vaikuttavia tekijöitä, joiden avulla kytkeytyneisyyttä voitaisiin edistää. Ehdotettuja keinoja olivat esimerkiksi metsien sertifiointi, maatalouden viherryttäminen ja luomutuotanto, soiden käytön lupaehtojen tiukentaminen, kuntien ja alueellisten metsäviranomaisten yhteistyö, haitallisten vaikutusten vähentäminen ja ympäristön huomioonotto julkisissa hankinnoissa (Paloniemi ym. 2012b). Tässä tutkimuksessa ei mainittu juurikaan yksittäisiä konkreettisia parannusehdotuksia, vaan parannusehdotuksia esitettiin yleisemmällä tasolla.

Biodiversiteetin suojelun integroiminen osaksi muita politiikkasektoreita koettiin erittäin tärkeäksi ekologisen kytkeytyneisyyden edistämisen kannalta, mutta nykyisen integroimisen koettiin olevan melko epäonnistunutta. Integraation kokeminen tärkeäksi osoittaa, että luonnonsuojelupolitiikka toimii liian erillään muista politiikan aloista. Yksittäisistä politiikoista metsäpolitiikan nouseminen tärkeimmäksi sektoriksi, jonka kanssa biodiversiteettipolitiikka pitäisi integroida, ei ole yllätys Suomen pinta-alan metsävaltaisuuden johdosta. Maankäytön suunnittelun mainitseminen toiseksi useimmin kuvaa muun maankäytön ristiriitoja luonnonsuojelun kanssa. Myös useita luonnonvarojen käyttömuotoja lueteltiin nimeltä. Maatalouspolitiikan mainitseminen usein kuvaa todennäköisesti tehomaatalousalueiden heikkoa kykyä suojella monimuotoisuutta ja perinnebiotooppien lajiston voimakasta uhanalaistumista. Maatalouden ympäristötukia on myös kritisoitu voimakkaasti riittämättömistä vaikutuksista monimuotoisuuden suojelussa (Kuussaari ym. 2008). Ilmastonmuutos mainittiin ajankohtaisuuteen nähden yllättävänkin harvoin. Vihreä infrastruktuuri -lähestymistapa voisi onnistua edistämään sektoripolitiikkojen integraatiota (Wright 2011). Se voisi lisätä myös luonnon resilienssiä, jos se pystyisi huomioimaan eri sektoreiden ja mittakaavatasojen vuorovaikutukset.

Yleisesti ottaen olisi tärkeää integroida monimuotoisuuden suojelun kaikille politiikkasektoreille, sillä joillakin sektoreilla vaikutukset on myös suoraan haitallisia. Esimerkiksi biomassan tuotto voi lisätä intensiivisen maatalousalueen pinta-alaa vähentäen samalla luonnonmukaisempien alueiden pinta-alaa (European Environment Agency 2011 s. 12). Energiasektorin energiansiirtolinjojen ja liikennesektorin liikenneväylien rakentaminen voi katkaista vihreän infrastruktuurin yhteyksiä (European Environment Agency 2011 s. 12). Voimalinjat voivat kuitenkin myös luoda uusia yhteyksiä, esimerkiksi voimalinjojen säännöllinen raivaus ylläpitää niiden sopivuutta avointen soiden lajistolle

(Lensu ym. 2011, Komonen ym. 2012). Tässä tutkimuksessa käsittelen enimmäkseen politiikkakeinoja, jotka pystyvät edistämään kytkeytyneisyyttä ja ovat biodiversiteetin säilyttämisen kannalta positiivisia. Biodiversiteetin säilyttämisen ongelmat johtuvat kuitenkin vahvasti myös siitä, että luonnonsuojelua ei ole saatu sisällytettyä biodiversiteetin häviämistä aiheuttaviin politiikkoihin (Paloniemi ym. 2012a).

Kytkeytyneisyyden arviointi- ja suunnittelumenetelmiä koskevat ”en tunne” prosenttiosuudet olivat huomattavan suuret, joten menetelmien käyttö ei ole kovin laajamittaista, mikä on huolestuttavaa. Kiinnostavasti, mutta ei yllättävästi, erilaisia arviointi- ja suunnittelumenetelmiä käytettiin tutkimuksessa enemmän kuin käytännön työssä. Tämä valitettavasti luonnonsuojelussa todellinen ilmiö on tunnettu nimellä *science implementation gap* eli tieteen ja toimeenpanon välinen aukko (Knight ym. 2008). Osittain aukko johtuu siitä, että suuri osa tutkijoista ei suunnittele tutkimuksiaan toimeenpanoa ajatellen (Knight ym. 2008). Tärkeimpiä päätöksentekokriteereitä valittaessa kytkeytyneisyyden arvioinnin menetelmiä olivat vastaajien mukaan saatavilla olevan tiedon laatu, henkilökunnan asiantuntemus ja tiedon saatavuus. Muina hyvin tai äärimmäisen tärkeinä päätöksentekokriteereinä mainittiin asiantuntemuksen saatavuus, ekosysteemien toiminnallisuuden arviointi, asenteet politiikan teon ja päätöksenteon eri tasoilla, menetelmien perustuminen havaintoaineistoon ja opitut tavat. On mielenkiintoista, että aikaa tai kuluja ei pidetty yhtä tärkeinä. Hieman ristiriitaisesti vähiten tärkeinä päätöksentekokriteereinä valittaessa kytkeytyneisyyden arvioinnin menetelmiä pidettiin menetelmien monimutkaisuutta ja tieteellisessä kirjallisuudessa vallitsevaa käsitystä menetelmien käyttökelpoisuudesta. Monimutkaisten menetelmien osaamisen voisi olettaa olevan yhteydessä henkilökunnan asiantuntemukseen, mutta ehkä monimutkaisia menetelmiä käytetään ylipäättään vähän. Tieteellisen kirjallisuuden kuuluminen vähiten tärkeiden joukkoon saattaa kertoa siitä, että vastaajat eivät ole välttämättä juuri lukeneet tieteellistä kirjallisuutta valmistumisensa jälkeen.

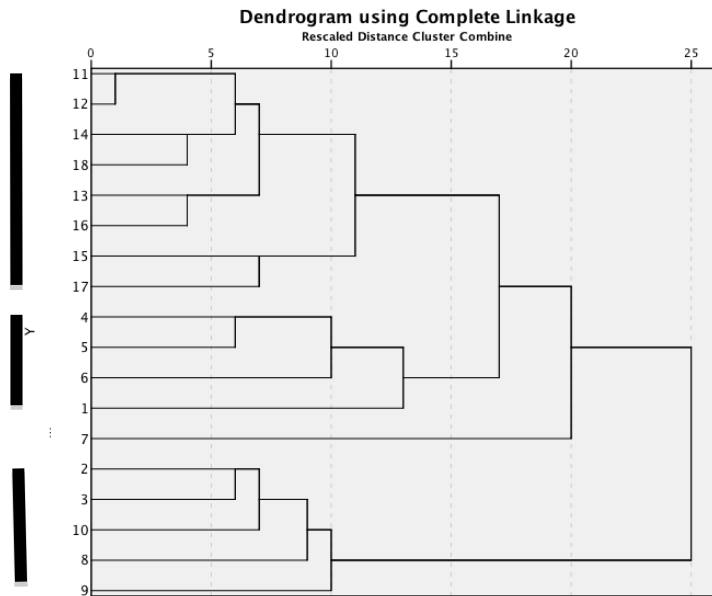
Politiikkakeinojen yhdistelmän pitäisi sisältää useita ominaisuuksia, jotta ne pystyisivät edistämään ekologista kytkeytyneisyyttä tehokkaasti, esimerkiksi asiantuntijatietoa pitäisi hyödyntää suuremmin, mutta toisaalta suojelussa tulisi olla vapaaehtoisuutta. Luonnonsuojelun tulisi olla holistisempaa ja integroivampaa ja suunnittelua pitäisi toteuttaa vähintään maisematasolla. Tiedon laatu ja saatavuus sekä asiantuntemus ovat erityisen tärkeitä valittaessa kytkeytyneisyyden arviointi- ja suunnittelumenetelmiä. Menetelmien laajamittaisempi käyttö käytännön hankkeissa saattaisi parantaa ekologisen kytkeytyneisyyden edistämistä.

### **4.3. Voiko vihreän infrastruktuuri -lähestymistapa auttaa luonnon monimuotoisuuden suojelussa**

#### **4.3.1. Tulokset**

Kyselyssä esitettiin väittämiä, jotka koskivat vihreän infrastruktuurin toteuttamista ja seurauksia. Väittämät arvioitiin Likert-asteikolla (1–5). Väittämistä tehtiin klusterianalyysi, jonka pohjalta voitiin rakentaa kolme skenaariota erilaisista tavoista, joilla vastaajat ajattelivat vihreän infran toteutuksesta ja mahdollisuuksista.

Klusterianalyysissa käytettiin kaukaisimman naapurin linkitysmenetelmää ja euklidista etäisyyttä mittaustapana. Yhteen klusteriin menivät toteutuksessa luonnonsuojelua korostavat väitteet, toiseen toteutuksessa ekosysteemipalveluita korostavat väitteet ja kolmanteen kaikki vihreän infrastruktuurin toteuttamisen seurauksia koskevat väittämät (Taulukko 16, Kuva 15). Klustereihin kuuluvista väitteistä muodostettiin keskiarvomuuttujat. Yksi väite (väite numero 7, suora hyöty) jätettiin pois keskiarvomuuttujista klusterianalyysin perusteella (Kuva 15).



Kuva 15. Dendrogrammi vihreän infrastruktuurin toteutusta ja seurauksia koskevista väittämistä. Menetelmänä kaukaisimman naapurin linkitysmenetelmä, etäisyysmittana euklidinen etäisyys. Vasemman reunan mustat viivat havainnollistavat muodostuneita klustereita.

Keskiarvomuuttujien reliabiliteettia testattiin laskemalla sisäinen konsistenssi Cronbachin alfan avulla. Luonnonsuojelubiologisen klusterin (väitteet 2,3,8,9,10) reliabiliteetti oli hyvä (Cronbachin alfa 0,80, Taulukko 16). Ekosysteemipalveluita korostavan klusterin (väitteet 1,4,5,6,7) reliabiliteetti oli heikko (Cronbachin alfa 0,573, Taulukko 16). Väite 1 jätettiin pois lopullisesta ekosysteemipalvelukeskiarvomuuttujasta, koska sen jättäminen paransi reliabiliteettia ja se oli myös tulkinnallisesti erityyppinen ("1. Ensisijaisesti pitää miettiä viheralueiden kytkeytyneisyyttä maisematasolla"). Monitulkintaiset väitteet tulisi jättää pois summa- ja keskiarvomuuttujista. Ekosysteemipalveluiden keskiarvomuuttujan (4,5,6) reliabiliteetti oli silti edelleen heikko (Cronbachin alfa 0,673). Keskiarvomuuttuja, joka kuvaa luottamusta vihreän infrastruktuurin mahdollisuuksiin, oli reliabiliteetiltaan korkea (Cronbachin alfa 0,92). Muuttuja muodostettiin kahdeksasta väitteestä, jotka oli esitetty samassa kysymyksessä. Yhdenkään muuttujan poisjättäminen ei olisi parantanut Cronbachin alfaa.

Taulukko 16. Vihreän infran väittämistä muodostetut klusterit, väitteet, väitteiden ja klustereiden keskiarvot (ka.) ja keskihajonnat (SD), vastaajamäärät (N) sekä Cronbachin alfa (alfa).

Klusteri	Väite	Väitteen ka.	Väitteen s.d	N	ka.	SD	alfa
Toteutus: Luonnon-suojelun korostus (2,3,8,9,10).	2. Huomionarvoisinta on luontotyyppien kytkeytyneisyyden varmistaminen	3,98	0,81	42	3,91	0,71	0,80
	3. Ydinalueiden ympärillä olevat kestävän käytön alueet ja ekologiset käytävät alueiden välillä ovat keskeisimpiä	3,95	0,73	42			
	8. Ensisijaisesti pitää suojella luonnollisia evoluutio- ja leviämisprosesseja	3,86	1,00	42			
	9. Luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen pitää asettaa itseisarvoiseksi tavoitteeksi riippumatta monimuotoisuuden ihmisille tuottamista hyödyistä	3,95	1,24	41			
	10. Ensisijaisesti tulee varmistaa alueella elävän eliölajiston, erityisesti harvinaisten lajien, selviytyminen	3,9	0,91	42			
Toteutus: Ekosysteemi-palveluiden korostus (4,5,6).	4. Keskeisintä on turvata ekologiset prosessit, esimerkiksi yhteytys ja hajotus	3,51	0,78	41	3,48	0,68	0,67
	5. Puhtaan veden ja ilman tuotto ja niiden kaltaiset palvelut ovat tärkeimpiä	3,63	0,84	40			
	6. Toteutuksessa pitää miettiä ensisijaisesti ekosysteemipalveluita	3,4	1,01	42			
Tulokset: Vihreän infran hyödyllisyys (11,12,13,14, 15,16,17,18).	11. Vihreä infrastruktuuri -käsite muuttaa ympäristöpolitiikkaa ratkaisevasti aiempaa kokonaisvaltaisemmaksi	3,38	0,91	42	3,24	0,76	0,92
	12. Vihreä infrastruktuuri -käsite lisää ekosysteemien toiminnallisuuden tarkastelun ympäristöpolitiikkaan	3,45	0,83	42			
	13. Vihreä infrastruktuuri -käsite tulee parantamaan ihmisen ja ympäristön toiminnan yhteensovittamista etenkin kaupunkisuunnittelussa	3,52	0,89	42			
	14. Vihreä infrastruktuuri - lähestymistapa auttaa pirstaloituvien ympäristöjen monimuotoisuuden suojelussa	3,49	0,84	41			
	15. Vihreä infrastruktuuri -ajattelutapa auttaa pysäyttämään biodiversiteetin häviämisen	2,83	1,05	41			
	16. Vihreä infra ajattelutapa auttaa ymmärtämään ympäristön taloudellisen arvon	3,27	0,98	41			
	17. Vihreä infrastruktuuri -ajattelutapa auttaa poistamaan ympäristölle haitallisia tukia	2,93	0,97	42			
	18. Vihreä infrastruktuuri auttaa sopeutumaan ilmastonmuutokseen ja vähentämään siitä aiheutuvaa haittaa	3,24	0,96	42			

Vastausten keskiarvojen perusteella tärkeimpänä vihreän infrastruktuurin

toteutuksessa pidettiin luontotyyppien kytkeytyneisyyden varmistamista, ja muutkin tärkeimpinä pidetyt väitteet kuuluivat luonnonsuojelua korostavaan klusteriin (Taulukko 16). Vähiten tärkeänä pidettiin viher- ja vesialueiden tuottaman suoran hyödyn turvaamista, joka ei kuulunut muodostettuihin keskiarvomuuttujiin. 43 % vastaajista oli täysin samaa mieltä ja lisäksi 29 % samaa mieltä siitä, että luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen pitää asettaa itseisarvoiseksi tavoitteeksi riippumatta monimuotoisuuden ihmisille tuottamista hyödyistä. Väite ”Viher- ja vesialueiden tuottaman suoran hyödyn turvaaminen on merkittävintä” jakoi mielipiteitä; täysin eri mieltä tai eri mieltä 37 %, ei samaa eikä eri mieltä 29 % ja samaa tai täysin samaa mieltä 34 % (ka. 2,95, keskihajonta 1,12, n=41). Kokonaisuudessaan ei samaa eikä eri mieltä vastauksia oli kysymyksessä 25 %.

Keskiarvojen mukaan laskettuna eniten vihreän infran toteuttamisesta seuraavista mahdollisuuksista uskottiin siihen, että vihreä infra -lähestymistapa parantavaa ihmisen ja ympäristön toiminnan yhteensovittamista etenkin kaupunkisuunnittelussa. Toiseksi eniten uskottiin, että vihreä infrastruktuuri -käsite lisää ekosysteemien toiminnallisuuden tarkastelun ympäristöpolitiikkaan (Taulukko 16). Seuraavaksi eniten uskottiin, että vihreä infrastruktuuri -lähestymistapa auttaa pirstaloituvien ympäristöjen monimuotoisuuden suojelussa ja että vihreä infrastruktuuri -käsite muuttaa ympäristöpolitiikkaa ratkaisevasti aiempaa kokonaisvaltaisemmaksi (Taulukko 16). 40 % uskoi vihreä infrastruktuuri -ajattelutavan auttavan sopeutumaan ilmastonmuutokseen ja vähentämään siitä aiheutuvaa haittaa (ka. 3,24, n=42). Väite siitä, että vihreä infra -ajattelutapa auttaa ymmärtämään ympäristön taloudellisen arvon, jakoi mielipiteitä.

Vastaajat eivät keskimäärin usko vihreä infrastruktuuri -ajattelutavan auttamaan pysäyttämään biodiversiteetin häviämisen (Taulukko 16). Vihreä infrastruktuuri -ajattelutavan ei myöskään uskota auttamaan poistamaan ympäristölle haitallisia tukia (ka. 2,93, n=42). 33 % vastauksista oli ”ei samaa eikä eri mieltä ”vihreän infran mahdollista merkitystä kuvaaviin väittämiin.

Vastaajilta kysyttiin, mitä ovat kolme keskeisintä muutosta, jotka he arvelevat vihreä infrastruktuuri -lähestymistavan tuovan ympäristöpolitiikkaan. Ryhmitellyistä mielipiteistä useimmin esiintyneet on esitetty Taulukossa 17. Myös biodiversiteetin toiminnallisuuden tarkastelun ja politiikkasektorien integroinnin paraneminen sekä innovatiiviset menetelmät mainittiin. Monimuotoisuuden suojelun suoraan parantumiseen viitattiin vain kerran. Vastauksissa ekosysteemipalvelulähestymistavan ei arvioitu automaattisesti lisäävän monimuotoisuuden suojelua. Negatiivisia kommentteja monimuotoisuuden kannalta olivat käsitteen pitäminen liian abstraktina ja talouden suuri rooli, joiden takia muutosta ei tapahdu, sekä vain viheralueiden rakentamisen parantaminen.



Taulukko 17. Vastaajien mielipiteitä siitä, miten vihreä infrastruktuuri -lähestymistapa voisi muuttaa ympäristöpolitiikkaa. Vastaukset on luokiteltu sen mukaan olisiko muutoksesta hyötyä monimuotoisuuden suojelulle.

Vaikutus suojaan	monimuotoisuuden	Vastaajien mielipide muutoksesta
Hyötyä		Suunnittelun ja tarkastelun kokonaisvaltaistuminen (7) Luonnon arvostuksen nousu ja valtavirtaistuminen (7) Ekologisen ymmärryksen ja ympäristötietoisuuden lisääntyminen (5) Kaupunkisuunnittelun/ihmisen ja ympäristön suunnittelun yhteensovittamisen parantuminen (5)
Epäselvä vaikutus		Ekosysteemipalvelulähestymistavan vahvistuminen (mainittu 8 kertaa)
Haittaa tai haasteita		Pitäminen liian abstraktina Talouden suuri rooli, joiden takia muutosta ei tapahdu Vain viheralueiden rakentamisen parantaminen

Vihreän infrastruktuurin väitteistä laskettuja keskiarvomuuttujia verrattiin luonnonsuojelualueiden potentiaalista ja kytkeytyneisyyttä edistävien keinojen potentiaalista laskettujen keskiarvomuuttujien kanssa (Taulukko 18). Luonnonsuojelualueet edustivat perinteistä luonnonsuojelunäkökulmaa ja kytkeytyneisyyttä edistävät keinot uudenlaista verkostomaista ajattelua. Koska vihreän infrastruktuurin väitteet kuvasivat tulevaisuuden mahdollista toteutusta, valittiin keinoryhmistä potentiaalit. Luonnonsuojelualueiden (luonnonpuistot, kansallispuistot, Natura 2000, suojeluohjelmat, luonnonsuojelulain luontotyypit, metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt, valtionmaiden suojelu osana METSO-ohjelmaa sekä yksityismaiden tilapäinen ja pysyvä suojelu osana METSO-ohjelmaa) potentiaalista lasketun keskiarvomuuttujan reliabiliteetti oli hyvä (Cronbachin alfa 0,74). Kytkeytyneisyyttä edistävien keinojen (suojavaiohykkeet, ekologiset käytävät, vihreä infra) potentiaalista lasketun keskiarvomuuttujan reliabiliteetti oli hyvä (Cronbachin alfa 0,72). Luonnonsuojelun korostus vihreän infrastruktuurin toteutuksessa korreloi sekä luonnonsuojelualuepolitiikkakeinojen potentiaalin kanssa että kytkeytyneisyyttä edistävien keinojen potentiaalin kanssa (Taulukko 18). Ekosysteemipalveluiden korostus vihreän infrastruktuurin toteutuksessa ei korreloinut politiikkakeinomuuttujien kanssa. Vihreästä infrastruktuurista saatavat hyödyt korreloivat kytkeytyneisyyttä edistävien keinojen potentiaalin kanssa (Taulukko 18).

Taulukko 18. Vihreän infrastruktuurin väittämistä muodostettujen klustereiden ja luonnonsuojelualueiden sekä kytkeytyneisyyttä tarkoituksella edistävien keinojen korrelaatiot (Korrelaatio, Spearmanin korrelaatiokerroin), korrelaatioiden todennäköisyydet (P) ja vastaajamäärät (N).

		Ls korostus toteutuksessa	Esp korostus toteutuksessa	GI hyöty	Lsalueet potentiaali	Kyt potentiaali
Ls korostus toteutuksessa	Korrelaatio	1	0,17	0,19	<u>0,33</u>	<u>0,55</u>
	P	.	0,284	0,252	<u>0,049</u>	<u>&lt;0,001</u>
	N	41	40	38	37	37
Esp korostus toteutuksessa	Korrelaatio	0,02	1	0,22	0,15	<0,01
	P	0,284	.	0,196	0,373	0,982
	N	40	40	38	36	36
GI hyöty	Korrelaatio	0,19	0,22	1	0,31	<u>0,55</u>
	P	0,252	0,196	.	0,069	<u>0,001</u>
	N	38	38	39	35	34
Lsalueet potentiaali	Korrelaatio				1	0,18
	P				.	0,299
	N				39	37
Kyt potentiaali	Korrelaatio					1
	P					.
	N					38

Vihreän infrastruktuurin väitteistä laskettuja keskiarvomuuttujia verrattiin myös kytkeytyneisyyden toteutusta koskeviin väitteisiin. Luonnonsuojelun korostus -näkökulma korreloi yleisen kytkeytyneisyyden tärkeyden ja ekologisten arvojen kanssa, ekosysteemipalveluiden korostus korreloi luonnonsuojelun ja maankäytön yhdistämisen kanssa lähes merkitsevästi, vihreän infrastruktuurin toteutus korreloi ilmastomuutoksen aiheuttamien sukupuuttojen eston kanssa (Taulukko 19). Korrelaatiot ovat melko heikkoja. Negatiivisia korrelaatioita ei esiintynyt.

Taulukko 19. Taulukko vihreän infrastruktuurin väittämistä muodostettujen klustereiden ja kytkeytyneisyyden osa-alueiden Kendalin tau-b korrelaatioista (tau) ja niiden todennäköisyyksistä (P). Taulukossa myös vastaajamäärät (N). Kytkeytyneisyyttä koskevat väitteet kokonaisuudessaan:

1 = Kytkeytyneisyys tulisi ottaa huomioon, kun suunnitellaan (esim. valitaan ja rajataan) uusia suojelualueita

3 = Kytkeytyneisyyden säilyttäminen pitäisi ymmärtää parhaaksi keinoksi taistella ilmastomuutoksen aiheuttamia sukupuuttoja vastaan

5 = Kytkeytyneisyyttä edistäviä ratkaisuja (kuten ekologiset käytävät, suojavyöhykkeet) tulisi pitää tärkeänä yhdistettäessä biodiversiteetin suojelu ja muihin maankäyttötapoihin ja ihmistoimintaan (esim. maatalous) (esim. suunnittelemalla pienempiä toisiinsa yhdistyneitä suojelualueita, jolloin ihmisen toiminnalle ja maankäytölle jää enemmän tilaa)

7 = Kytkeytyneisyyttä edistävien toimia tulisi pitää tärkeinä puhtaasti ekologisista syistä (esim. pirstoutuneiden populaatioiden sisäsiirtoisuuden vähentäminen)

		Ls korostus toteutukses- sa	Esp korostus toteutuksessa	GI hyödyt	1. suojelu- alueiden suunnit.	3. ilmaston- muutos & sukupuut.	5. bd & muu maan- käyttö	7. ekol. syistä
N					46	46	46	46
Ls korostus toteutuksessa	tau	1	0,18	0,12	<u>0,30</u>	0,06	0,14	<u>0,26</u>
	P	.	0,126	0,301	<u>0,031</u>	0,636	0,264	<u>0,039</u>
Esp korostus toteutuksessa	tau	0,18	1	0,16	-0,13	0,05	<u>0,25</u>	-0,05
	P	0,126	.	0,157	0,336	0,705	<u>0,052</u>	0,692
GI hyödyt	tau	0,12	0,16	1	0,14	<u>0,38</u>	0,08	0,07
	P	0,301	0,157	.	0,295	<u>0,003</u>	0,507	0,580

#### 4.3.2. Tulosten tarkastelu

Sanallisesta palautteesta voi päätellä, että vihreä infrastruktuuri käsitteenä ei ollut entuudestaan tuttu suurelle osalle vastaajista. Vihreän infrastruktuurin toteutuksessa pidettiin tärkeimpinä luonnonsuojelubiologisia näkökulmia, eli luontotyyppien kytkeytyneisyyden varmistamista, kestävän käytön alueita ja ekologisia käytäviä, monimuotoisuuden säilyttämisen itseisarvoa, eliölajiston ja erityisesti harvinaisen lajiston säilyttämistä sekä evoluutio- ja leviämisprosesseja. Etenkään toiseksi korkeimman toteuttamista koskevan väitteen, luonnon itseisarvon, korostus ei ole ominaista vihreän infrastruktuurin määritelmille. Koska luonnonsuojelu ei kuitenkaan ole esimerkiksi EU:n kommunikation (Euroopan komissio 2013) vihreän infrastruktuurin määritelmässä ensisijaista, voidaan vihreän infrastruktuurin kyky suojella monimuotoisuutta kyseenalaistaa. Mainitut vihreän infrastruktuurin toteuttamiseen sisältyvät asiat ylipäätään koettiin tärkeiksi.

Vähiten kannatusta tärkeydestä toteutuksessa sai viher- ja vesialueiden tuottaman suoran hyödyn turvaaminen. Ylipäätään ekosysteemipalvelut nähtiin vähemmän tärkeinä, kuin rakenteellinen kytkeytyneisyys tai biodiversiteetti. Käsitys siitä, miten vihreää infrastruktuuria tulisi toteuttaa oli siis saman suuntainen kuin niiden ekologista kytkeytyneisyyttä edistävien hankkeiden toteutus, johon vastaajat olivat osallistuneet. Kiinnostavaa on, että perinteisen luonnonsuojelun tavoitteet monimuotoisuuden itseisarvo, harvinaisten lajien säilyttäminen sekä evoluutio- ja leviämisprosessit pääsivät tärkeimpien vihreän infrastruktuurin toteutuksessa huomioonotettavien asioiden joukkoon, mutta niitä ei korosteta useimmissa vihreän infrastruktuurin määritelmissä. Näiden tavoitteiden korostuminen saattaa joutua siitä, että vihreä infrastruktuuri on vastaajille uusi.

Käsitteen epämääräisyydestä voi olla haittaa toteutukselle (Wright 2011). Jos jo ekosysteemipalveluita pidetään liian abstrakteina käytännön maankäytön suunnitteluun (Niemelä ym. 2010), onko vihreä infrastruktuuri käsitteellä mahdollisuuksia? Wrightin (2011) mukaan monitulkintaisuus on väistämätöntä vihreän infrastruktuurin käsitteelle ja monitulkintaisuuden hyväksymisestä voi myös olla hyötyä, vaikka käsitteelle onkin toivottu yksiselitteistä määritelmää. Yksiselitteinen määritelmä olisi ainakin toteutuksen näkökulmasta mukava. Vihreän infrastruktuurin käsite tulisikin määritellä tarkemmin ainakin Suomen tsolla ja alueellisesti, jotta sitä voitaisiin soveltaa käytännössä. Olisi tärkeää, että tieto ekologisista prosesseista, jotka tuottavat ekosysteemipalveluita sisällytettäisiin maankäytön suunnitteluun (Niemelä ym. 2010). Vihreän infrastruktuurin määritelmänä voisi olla ”toiminnallisesti kytkeytyneet viher- ja vesialueet, jotka mahdollistavat ekologisten prosessien toiminnan ja tuottavat ekosysteemipalveluita”.

Vihreän infrastruktuurin toteutusta koskevista väitteistä muodostuneiden klustereiden mukaan ekosysteemipalvelut ja perinteinen luonnonsuojelu nähdään erillisinä eli vastaajat eivät suoraan yhdistä ekosysteemipalvelulähestymistapaa luonnon monimuotoisuuden suojelun edistämiseen. Ne eivät kuitenkaan ole toisensa poissulkevia, sillä keskiarvomuuttujien korrelaatio ei ole negatiivinen. Ekosysteemipalveluiden muodostuminen omaksi klusterikseen voi johtua myös siitä, että osa vastaajista vierastaisi ekosysteemipalvelukäsitettä. Ekosysteemipalveluita kuvaava klusteri ei ole yhtä yhtenäinen kuin kaksi muuta klusteria. Vihreän infrastruktuurin toteutuksen seurauksia koskevien väittämien, jotka kuvasivat mahdollisuuksia parantaa ympäristöongelmia, meneminen samaan klusteriin kertoo siitä, että ihmiset kokevat niiden mittaavat samaa asiaa. Mahdollisuudet ja toteutus nähdään erillisinä, eli tietynlaiset oletetut tulokset eivät siis näytä kuuluvan yhteen tietynlaisen toteutuksen kanssa, mikä voi johtua käsitteen vieraudesta ja siitä, että vihreää infrastruktuuria ei ole järjestelmällisesti toteutettu

Suomessa. Mahdollisuuksia koskeviin väitteisiin vastattiin usein ”en osaa sanoa”. Toteutuksen suhteen ihmisten mielipiteet olivat siis keskimäärin vahvemmat kuin sen mahdollisesti tuottamien hyötyjen. Tämä on johdonmukaista, sillä mahdolliset hyödyt riippuvat vahvasti siitä miten sitä tullaan toteuttamaan.

Klusterit eivät jakautuneet kytkeytyneisyyden määritelmään perustuvan teoreettisen jaon mukaisesti rakenteeseen, toimintaan ja ekosysteemipalveluihin (Lindenmayer & Fischer 2006) ja toisaalta monimuotoisuuteen, kuten olisi voinut ajatella (rakennetta kuvasivat: viheralueet, luontotyypit, kestävän käytön alueet ja ekologiset käytävät, toimintaa: yhteytys ja hajotus, puhtaan veden ja ilman tuotto, suoria ekosysteemipalveluita: puhtaan veden ja ilman tuotto, ekosysteemipalvelut, viher- ja vesialueiden suora hyöty ja monimuotoisuutta: evoluutio- ja leviämisprosessit, itseisarvo, harvinaiset lajit). Eivätkä myöskään monimuotoisuuden suojelun aikavälin mukaan (lyhyt: harvinaiset lajit, pitkä: evoluutio- ja leviämisprosessit).

Kestävän käytön alueet ja ekologiset käytävät menivät samaan klusteriin luonnonsuojelubiologisten väitteiden kanssa, eli niistä siis ajatellaan samaan tapaan luonnonsuojelun kanssa. Vastaajat eivät siis ajattele luonnonsuojelua vain yksittäisiin suojelualueisiin perustuvana, vaan ottavat huomioon laajemman maisematason mahdollisuudet tukea lajien leviämistä ja ekologisia prosesseja. Hyvin mielenkiintoista on, että viheralueiden kytkeytyneisyys ei mennyt selvästi samoihin klustereihin luonnonsuojelun eikä ekosysteemipalveluiden kanssa. Viheralueiden kytkeytyneisyyden ei siis välttämättä uskota edistävän kumpaakaan, vaikka se onkin yleinen käytäntö maankäytön suunnittelussa ja nimenomaan luonnosta saatavien arvojen turvaamiseksi.

Vihreän infrastruktuurin mahdollisuuksia parantaa ympäristönsuojelua kuvaaviin väitteisiin uskottiin kokonaisuudessaan varovasti, eivätkä erilaiset osa-alueet erottuneet. Vahvimmin uskottiin siihen, että vihreä infrastruktuuri parantaa ihmisen ja ympäristön toiminnan yhteensovittamista etenkin kaupunkisuunnittelussa, auttaa pirstaloituvien elinympäristöjen monimuotoisuuden suojelussa ja lisää ekosysteemien toiminnallisuuden tarkastelun ympäristöpolitiikkaan. Vaikka keskiarvot eivät olleet korkeita, suuri osa vastaajista uskoi vihreän infrastruktuurin tuottavan monimuotoisuuttakin todennäköisesti edistäviä holistisia hyötyjä, ja auttavan sopeutumaan ilmastonmuutokseen sekä vähentämään siitä aiheutuvaa haittaa.

Vihreän infrastruktuurin uskottiin yleisesti muuttavan ympäristöpolitiikkaa ympäristölle positiivisempaan suuntaan. Avoimien vastausten suunnittelun kokonaisvaltaistuminen, luonnon arvostuksen nousu, ekologisen ymmärryksen ja ympäristötietoisuuden lisääntyminen, biodiversiteetin toiminnallisuuden tarkastelu sekä ihmisen ja ympäristön suunnittelun yhteensovittamisen parantuminen olisivat todennäköisesti edullisia monimuotoisuuden säilymisen kannalta. Monimuotoisuuden suojelun suoraan parantumiseen viitattiin kuitenkin vain kerran. Vihreän infrastruktuurin uskottiin aiheuttavan ekosysteemipalvelulähestymistavan korostumista. Osa vastauksista on samantyyppisiä kuin Niemelä ym. (2010) tutkimuksessa, jossa kysyttiin 24 maankäytön suunnittelun ja ympäristöhallinnon asiantuntijalta ekosysteemipalvelukäsitteen käyttökelpoisuutta urbaanien alueiden suunnittelussa. Haastateltavat uskoivat, että ekosysteemipalvelukäsitteen avulla on helpompi selittää viheralueiden suojelun hyötyä ja käsitellä ekologisia kysymyksiä sekä ymmärtää niitä (Niemelä ym. 2010). Hieman erityyppisiä olivat Niemelän tutkimuksen haastateltavien usko siihen, että ekosysteemipalvelukäsitteen avulla luonnon rahallinen kompensatio voisi olla helpompi määritellä, viheralueiden tulvaveden pidätyskyky voitaisiin selittää helpommin, voitaisiin miettiä millaisia hyötyjä viheralueet tuottava ja se voisi auttaa suojelemaan alueita, joilla ei ole uhanalaisia elinympäristöjä tai lajeja.

Kaikkien ekosysteemipalveluiden yhtäaikaisen maksimoimisen mahdottomuuden takia ekosysteemipalvelulähestymistapa voi auttaa biodiversiteetin suojelussa vain, jos monimuotoisuuden suojelu sisältyy siihen tarpeeksi suurella painoarvolla. Ekosysteemipalvelulähestymistapa saattaa myös lisätä ihmis- ja talouskeskeisyyttä. Negatiivisia kommentteja muutoksista tuli tutkimuksessamme vain vähän. Niitä olivat käsitteen pitäminen liian abstraktina ja talouden suuri rooli, joiden takia muutosta ei tapahdu, sekä vain viheralueiden rakentamisen parantaminen. Abstraktiuden teema esiintyi myös Niemelä ym. (2010) tutkimuksessa; ekosysteemikäsite ei ollut tuttu useille, ja osa haastateltavista piti sitä vaikeasti ymmärrettävänä ja hankalana käytännön työssä, lisäksi useilla ihmisillä uskottiin olevan haasteita jopa ekosysteemi-käsitteen ymmärtämisessä. Ekosysteemipalvelu-käsitettä kritisoitiin myös siitä, ettei käsite tuo välttämättä mitään uutta maankäytön suunnitteluun, se voi aiheuttaa luonnon näkemisen vain palveluina ja että ekosysteemipalveluita on vaikea mitata rahassa (Niemelä ym. 2010).

Luonnonsuojelun korostuksen vihreän infrastruktuurin toteutuksessa korreloiminen sekä luonnonsuojelualuepolitiikkakeinojen potentiaalin kanssa että kytkeytyneisyyttä edistävien keinojen potentiaalin kanssa saattaa viitata siihen, että luonnonsuojelu muodostaa yhden ajatuskokonaisuuden, jota toimimista kytkeytyneisyyttä edistävien keinojen uskotaan parantavan. Ekosysteemipalveluiden korostus vihreän infrastruktuurin toteutuksessa ei korreloinut luonnonsuojelukeinojen tai kytkeytyneisyyttä edistävien keinojen potentiaalin kanssa eli ekosysteemipalveluista ei ajateltu samalla tavalla kuin perinteisestä luonnonsuojelusta tai kytkeytyneisyyden edistämisestä. Ehkä ekosysteemipalveluihin keskittymisen ei luoteta edistävän luonnonsuojelua tai ajatellaan, että ekosysteemipalveluiden tuottoon ei tarvita kytkeytyneisyyttä. Vihreästä infrastruktuurista mahdollisesti saatavat hyödyt korreloivat kytkeytyneisyyttä edistävien keinojen potentiaalin kanssa. Yhteyksien luominen suojelualueiden välille saattaisi siis mahdollisesti onnistua tuottamaan holistisia hyötyjä.

Klustereista laskettujen summamuuttujien korrelaatiot kytkeytyneisyyttä koskevien väitteiden kanssa tukee klustereista saatua tulosta, että vastaajat ajattelevat eri tavalla ekosysteemipalveluista ja luonnonsuojelusta, vaikka korrelaatiot olivatkin heikkoja. Luonnonsuojeluun liittyvät asiat korreloivat toistensa kanssa eli luonnonsuojelun korostus vihreän infrastruktuurin toteutuksessa korreloi kytkeytyneisyyden tärkeyden ja ekologisten arvojen kanssa. Tulos myös tukee sitä, että vastaajat pitävät kytkeytyneisyyttä tärkeänä monimuotoisuuden suojelulle. Ekosysteemipalveluiden korostus vihreän infrastruktuurin toteutuksessa korreloi luonnonsuojelun ja maankäytön yhdistämisen kanssa lähes merkitsevästi, eli ekosysteemipalveluajattelu saattaisi esimerkiksi auttaa erilaisten maankäyttöintressien yhteensovittamista. Korrelaatiot ovat mielenkiintoisia, sillä vaikka toki ekosysteemipalveluista keskusteleminen helpottaa erilaisten luonnosta saatavien hyötyjen vertailua ja arvottamista, myös luonnonsuojelu on käytännön syistä pakko sovittaa yhteen muiden intressien kanssa. Tulos saattaa kuvata sitä, että luonnonsuojelu tulisi nähdä ensisijaisena muihin maankäyttömuotoihin verrattuna. Nykyisen monimuotoisuuden häviämisen nopeuden perusteella luonnonsuojelulla tulisikin olla huomattavasti nykyistä suurempi painoarvo. Vihreästä infrastruktuurista saatavien hyötyjen keskiarvomuuttuja taas korreloi ilmastonmuutoksen aiheuttamien sukupuuttojen eston kanssa. Vihreän infrastruktuurin toteutus yhdistetään siis holistisiin, vaikeasti yksittäisillä teoilla saavutettaviin hyötyihin.

Negatiivisia korrelaatioita ei esiinny eli ekosysteemipalveluita ja monimuotoisuuden suojelua ei nähdä vastakkaisina. Vihreä infrastruktuuri -lähestymistavan ei siis uskota suoraan vaikuttavan biodiversiteetin suojeluun, mutta toisaalta sen uskotaan esimerkiksi muuttavan ympäristöpolitiikkaa kokonaisvaltaisemmaksi, millä voi olla positiivisia vaikutuksia. Vihreä infra onkin kokonaisuuden katsomisen tapa.

## 5. JOHTOPÄÄTÖKSET

### 5.1. Tutkimuksen merkitys

Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää, kuinka hyvin nykyiset luonnonsuojelupolitiikan keinot edistävät ekologista kytkeytyneisyyttä ja kuinka ne voisivat edistää sitä paremmin. Ekologisen kytkeytyneisyyden edistämisen taustalla on tavoite suojella luonnon monimuotoisuutta nykyistä paremmin. Lisäksi tutkimuksessa pohdittiin uuden vihreä infrastruktuuri -lähestymistavan mahdollisuuksia taistella biodiversiteettikatoa vastaan.

Tutkimuksen lähestymistapa on heuristinen sekä tutkimusasetelmansa että analysointimenetelmien soveltamisen osalta. Tutkittavat ilmiöt – kytkeytyneisyys, vihreä infrastruktuuri ja luonnon monimuotoisuus – ovat todellisuudessa monimääritelmäisiä, monitasoisia ja vaikeasti mitattavia. Heuristiset menetelmät tarjoavat oikopolkuja, jotka johtavat lähelle parhaimmilla mahdollisilla käytettävissä olevilla keinoilla saatavia tuloksia. Tutkimusasetelman rakentamisessa oletus oli, että haastavien ongelmien tutkiminen heuristisella tavalla on parempi vaihtoehto kuin niiden tutkimatta jättäminen. Ekosysteemipalveluiden tuottoon tarvittavan kytkeytyneisyyden ja vihreän infrastruktuurin suhdetta monimuotoisuuteen tulisi kuitenkin tutkia lisää, esimerkiksi tapaustutkimusten kautta.

Tämä tutkimus antaa uutta tietoa asiantuntijoiden näkemyksistä eri politiikkakeinojen kyvystä edistää kytkeytyneisyyttä, mikä mahdollistaa keinojen vertailun ja auttaa pohtimaan miten ekologista kytkeytyneisyyttä voitaisiin edistää nykyistä paremmin. Luonnonsuojelupolitiikan keinojen toimivuutta on ylipäättään arvioitu vain vähän (Miteva ym. 2012). Suomessa luonnonsuojelupolitiikan keinojen toimivuudesta kytkeytyneisyyden kannalta ei ole tehty kattavia arvioita aikaisemmin, vaikkakin kytkeytyneisyyttä on arvioitu osana luonnonsuojelulainsäädännön arviointia (Similä ym. 2010). Luonnon monimuotoisuuden suojelu on hyvä esimerkki moniulotteisesta ympäristöongelmasta. Tämä tutkimus siis lisää osaltaan tietoa luonnonsuojelupolitiikkakeinojen vaikutuksista ja tavoista hyödyntää asiantuntijatietoa etsittäessä ympäristöongelmien ratkaisuja.

### 5.2. Käsitteiden määrittelyn vaikutus arviointiin ja toteutukseen

Kytkeytyneisyyttä edistävien politiikkakeinojen ja vihreän infrastruktuurin kyky säilyttää luonnon monimuotoisuutta riippuu siitä, mitä käsitteillä tarkoitetaan ja edelleen siitä, miten käytännön toteutus tapahtuu. Vihreä infrastruktuuri -lähestymistavan kykyyn säilyttää luonnon monimuotoisuus vaikuttaa oleellisesti se, otetaanko monimuotoisuuden säilyttämisen tavoite eksplisiittisesti mukaan määritelmään. Lisäksi suuri merkitys on sillä, mitä luonnon monimuotoisuudella tarkoitetaan, eli pelkistyykö se esimerkiksi pelkästään lajimäärään. Käsitteet vaikuttavat kiinteästi tapoihin arvioida, käytännössä siis mittaamismenetelmiin, ja tapoihin toteuttaa politiikkaa.

Vastaajat pitivät kytkeytyneisyyden eri osa-alueista tärkeimpinä lajikohtaista kytkeytyneisyyttä ja rakenteellista kytkeytyneisyyttä, jotka kuvastavat niin perinteistä luonnonsuojelukeskeistä ajattelua kuin käytännön menetelmien rajallisuuttakin. Toisaalta vastaus kuvastaa myös sitä, että usein sekä rakenne että toiminta on sisällytetty samaan kytkeytyneisyyden määritelmään (Taylor ym. 1993, Tischendorf & Fahrig 2000). Myös vihreän infrastruktuurin toteutuksessa vastaajat pitivät tärkeimpinä samoja kytkeytyneisyyden osa-alueita kuin kytkeytyneisyydessä ja jotka olivat myös korostuneet hankkeissa, joihin he olivat osallistuneet.

Kytkeytyneisyyden käsitteessä on oleellista, että sen myötä käytännön toteutuksissa käytetyt menetelmät ovat olennaisia monimuotoisuuden kannalta ja että niiden vaikutus on positiivinen. Todennäköisin positiivinen vaikutus monimuotoisuuteen saattaa olla

lajikohtaisella määritelmällä ja todellisen ja potentiaalisen kytkeytyneisyyden mittaamenetelmillä (Calabrese & Fagan 2004). Epätarkemmilla menetelmillä, kuten rakenteellisen kytkeytyneisyyden mittaamisella, voi kuitenkin olla suuri merkitys niiden kustannustehokkuuden takia. Prosessien kytkeytyneisyyden ottaminen huomioon olisi tärkeää (Lindenmayer and Fischer 2006), mutta käytännössä sille ei ole juurikaan ihmisen näkökulmasta hyödyllisten lopputuotteiden eli ekosysteemipalveluiden lisäksi parempia mittareita. Prosessien kytkeytyneisyyden mittaamiseen tulisikin kehittää arviointitapoja, jotta ympäristönsuojelussa päästäisiin nykyistä kokonaisvaltaisempaan toteutustapaan.

Politiikan kommunikoinnissa vallalla on käsitys, että vihreä infrastruktuuri pystyisi tuottamaan kaikkia palveluita, kuitenkin myös toimintojen, palveluiden ja sivuvaikutusten ristiriitaisuuksia pitäisi tutkia (European Commission 2012). Vihreän infrastruktuurin pitäisi pystyä huomioimaan ekosysteemipalveluiden ja monimuotoisuuden mahdolliset vaihtokauppatilanteet, mikä toki on haastavaa, koska kaikille ekosysteemipalveluille ei ole mittareita. Voi olla että kaikille palveluille sopivia yhteismitallista mittaria ei edes saada kehitettyä. Ekosysteemipalveluiden määritelmässä pitäisi pystyä tuomaan näkyväksi yhteys monimuotoisuuteen, kuten esimerkiksi CICES määritelmässä on tehty (European Environment Agency 2013).

Vihreän infrastruktuurin käsite ei ollut kyselyn vastaajille selkeä. Vihreä infrastruktuuri on muutenkin moniselitteinen käsite (European Environment Agency 2011 s. 30, Wright 2011). Jos käsitteet ymmärretään eri tavoin, niillä pyritään ajamaan eri asioita (Wright 2011). Onkin huolestuttavaa, jos käsitteen epäselvyyden vuoksi toimijat eivät ymmärrä toisiaan ja toteutuksesta ei olla yksimielisiä. Wrightin (2011) mukaan Englannissa etenkin vihreän infrastruktuurin teoreettinen ympäristöhyötyjä korostava määrittelytapa ja käytännön yhteiskunnallistaloudellinen määrittelytapa poikkeavat toisistaan. Monitulkintaisuuden avaaminen ja säilyttäminen voi auttaa lisäämään käsitteen suosiota sekä auttaa eri tahoja löytämään synergiaetuja, sillä useat eri toimijaryhmät saattavat kannattaa käsitettä alun perin erilaisista syistä ja erilaiset tavoitteet lisäävät keskustelun tarvetta, keskustelun tarve taas lisää käsitteen tunnettuutta ja keskustelu yhteisesti kannatettuja päämääriä (Wright 2011). Siten monitulkintainen käsite saattaa auttaa säilyttämään laajemman kirjon hyötyjä kuin yksiselitteinen määrittely (Wright 2011). Tiukan määrittelyn välttäminen myös mahdollistaa käsitteen kehittymisen ja auttaa sitä pysymään relevanttina muuttuvissa olosuhteissa, kuten on jo tapahtunut ilmastonmuutokseen sopeutumisen tarpeen ja keskustelun lisääntyessä (Wright 2011). Näin on käynyt myös esimerkiksi kestävä kehityksen käsitteelle, vaikka käsite onkin samalla kokenut osittaisen inflaation. Erilaisten tulkintojen mahdollisuus voi lisätä käsitteen, kuten vihreän infrastruktuurin, käyttöä ja yleistymistä poliittisessa päätöksenteossa (Wright 2011), mikä voi edelleen johtaa tarkemman määrittelyn tarpeeseen. Osa vihreä infrastruktuuri käsitteen kiehtovuudesta liittyykin käsitteen joustavuuteen ja monitulkintaisuuteen (European Commission 2012). Vaikka vihreää infrastruktuuria pitääkin yrittää mitata parhailla mahdollisilla tieteellisillä menetelmillä ja siitä tiedottaessa kertoa havainnollisia tuloksia, vihreän infrastruktuurin toteuttaminen ei välttämättä vaadi sitä, että mittaaminen tiivistettäisiin vain tiettyihin tarkkoihin lukuihin (European Commission 2012).

Tarkalla määritelmällä on kuitenkin myös huomattavia hyötyjä, kuten esimerkiksi monimuotoisuuden jättäminen pois komission kommunikaatiossa esitetystä vihreän infrastruktuurin määritelmästä käänteisesti ilmentää. Monitulkintaisuus aiheuttaa sen, että käsitettä voidaan tulkita poliittisten intressien mukaisesti (Wright 2011). Kuten Wright (2011) kirjoittaa, taloudelliset intressit ovat merkittävät vihreän infrastruktuurin toimeenpanossa ja muutenkin yhteiskunnallis-taloudelliset intressit ympäristöintressejä

vahvempia politiikassa. Jos monimuotoisuus ei sisälly määritelmään, sen suojele ei siis ole pakollista, vaikkakin mahdollista.

Kuitenkin, määritelmiä tärkeämpiä ovat tulokset. Tämän tutkimuksen tulosten perusteella ei ole itsestään selvää, että vihreä infrastruktuuri pystyisi säilyttämään biodiversiteetin, vaan juuri käsitteen ymmärretyllä sisällöllä on oleellinen merkitys toteutukseen. Toteuttamisessa paljon valtaa saattaakin olla paikallistason tulkinnoilla.

### 5.3. Ekologisen kytkeytyneisyyden edistäminen politiikkakeinojen avulla

Luonnonsuojelupolitiikan keinot pyrkivät säilyttämään luonnon monimuotoisuuden. Kytkeytyneisyyttä edistävillä keinoilla on positiivisia vaikutuksia luonnon monimuotoisuuden säilymiseen muun muassa lajien leviämisen mahdollistamisen kautta. Ekologisen kytkeytyneisyyden edistämisen tärkeyden ja sen käytännön toteuttamisen välillä nähtiin kuitenkin olevan selvä ero. Kaikkien luonnonsuojelupolitiikan keinojen potentiaalista kykyä edistää ekologista kytkeytyneisyyttä pidettiin suurempana kuin niiden tämänhetkistä kykyä edistää kytkeytyneisyyttä. Keinot eivät siis toimi niin hyvin, kuin ne voisivat toimia. Pirstaloituminen vähentää lajien mahdollisuuksia säilyä (Rybicki ja Hanski 2013). Jos keinoilla ymmärretään olevan potentiaalia, miksi niitä ei toteuteta potentiaalinsa mukaisesti käytännössä? Ongelma ei näytä olevan keinoissa itsessään, vaan esimerkiksi luonnonsuojelun integraatiossa muihin sektoreihin.

Nykyisten luonnonsuojelupolitiikan keinojen ei arvioitu edistävän kytkeytyneisyyttä erityisen hyvin, mikä onkin johdonmukaista sen kanssa, että pirstaloituminen jatkuu. Yksittäisistä keinoista parhaiten toimivat erilaiset suojelualueet, jotka yhdessä muodostavatkin verkoston. On epätodennäköistä, että pelkät suojelualueet yksinään voisivat turvata riittävän kytkeytyneisyyden ja siksi tarvitaan myös täydentäviä keinoja (Similä ym. 2010). Kyselyn vastaukset heijastavat historiallista tapaa toteuttaa suojelua: kun kerran näin on aina tehty, sen täytyy olla hyvä. Ehkä myös oikeasti ajatellaan, että nykykäytäntö on paras ratkaisu.

Potentiaaliltaan keinoista parhaina pidettiin keinoja, jotka eivät ole yksittäisiä keinoja vaan useiden keinojen yhdistelmiä. Kytkeytyneisyyden edistäminen vaatiikin kokonaissuunnittelua ja erilaisten hallinnollisten keinojen ja monimuotoisuuteen vaikuttavien mekanismien yhdistämistä. Ydinalueiden tiukka suojele, suojelualueiden yhdistäminen ja mekanismeista suoraan kytkeytyneisyyteen vaikuttaminen yhdistivät hyvinä pidettyjä keinoja. Alueiden käyttö- ja hoito ovat hyvin oleellisia monimuotoisuuden ja kytkeytyneisyyden säilymisen kannalta. Tässä tutkimuksessa ei kuitenkaan erikseen syvennytty alueiden laadun säilyttämiseen vaikuttaviin keinoihin. Potentiaaliltaan huonoimpina nähtiin luonnonmuistomerkit ja useita kaupunkeihin liittyviä keinoja sekä suojelluilla alueilla, joita ei ole perustettu varsinaisesti luonnonsuojeluun. Tulos saattaa osittain johtua Suomen maaseutu- ja metsävaltaisuudesta. Käytännössä huonoimmiksi keinoiksi arvioitiin osittain samoja keinoja, kuin potentiaaliltaan huonoimpiin. Käytännössä huonoimmiksi arvioitujen keinojen joukossa oli myös keinoja, joita ei ole laajamittaisesti toteutettu, mikä onkin johdonmukaista. Yksittäisistä keinoista huonona nousee esiin myös maatalouden ympäristötuki, jota onkin usein kritisoitu (Kuussaari ym. 2008, Arponen ym. 2013). Myös ylipäättään perinnebiotooppien lajiston suojelun tarve on kyseenalaistettu. Potentiaaliltaan parhaiden keinojen potentiaalinen saavuttamisen tiellä näyttää olevan esteitä.

Potentiaalinen ja käytännön välillä eniten eroa oli suojelualueverkoston kokonaissuunnittelussa, mikä kertoo siitä, että nykyistä verkostoa ei nähdä riittävänä. Natura 2000 -verkoston tavoitteena on teoriassa jo yksistään kyetä ylläpitämään lueteltujen habitaattien ja elinympäristöjen suotuisa suojelutaso, mutta niiden nykyinen huono tila kuvaa, että Natura-alueet eivät pysty ylläpitämään monimuotoisuutta (European



Environment Agency 2010, Mazza ym. 2011). EU-tasolla keinojen, joilla kytkeytyneisyyttä pyritään edistämään paremmin, pitäisi ensisijaisesti pyrkiä edistämään Natura 2000 -verkoston koherenssia (Kettunen ym. 2007). Keinojen pitäisi perustua tieteelliseen tietoon ja toiminnalliseen kytkeytyneisyyteen sekä lisätä kytkeytyneisyyttä vain silloin kuin se on hyödyllistä, toimia yhdessä muiden luonnonsuojelukeinojen kanssa, olla kustannustehokkaita, ottaa huomioon kytkeytyneisyyden dynaamisuus ja keskittyä lajeihin, jotka kärsivät eniten pirstoutumisesta (Kettunen ym. 2007).

Toiminnallisen kytkeytyneisyyden edistämisen politiikkakeinojen avulla tekee vaikeaksi toiminnallisen kytkeytyneisyyden lajispesifisyys. Kytkeytyneisyyttä on haastavaa mitata biologisesti relevantilla tavalla jo lajitasolla puhumattakaan muista monimuotoisuuden tasoista. Mittaamisen haasteiden takia politiikkakeinojen vaikutuksista toiminnalliseen kytkeytyneisyyteen on vaikea saada tietoa. Lisäksi olemassa olevia kytkeytyneisyyden arviointi- ja suunnittelumenetelmiä tunnettiin tutkimuksen mukaan yllättävän vähän. Menetelmien tuntemattomuus vaikuttaa väistämättä ympäristöhallinnon kykyyn edistää kytkeytyneisyyttä. Siksi suunnittelu ydinalueiden ja sitä ympäröivien vyöhykkeiden kautta saattaisi olla toimiva ratkaisu. Henkilökunnan asiantuntemus mainittiin tärkeimpinä päätöksentekokriteereinä valittaessa kytkeytyneisyyden arvioinnin menetelmiä saatavilla olevan tiedon laadun ja saatavuuden lisäksi. Voi olla, että menetelmiä käytetään tällä hetkellä melko vähän ja laajamittaisempi käyttö käytännön hankkeissa saattaisi huomattavasti parantaa ekologisen kytkeytyneisyyden edistämistä.

Usein päättäjien ja tutkijoiden koulutus ja asiantuntemus keskittyy yhteen lajiin tai eliöympäristöön. Uusien suojeluideoiden ja tekniikoiden kehittäminen liittyy tavallisimmin yhteen elinympäristötyyppiin eikä eri tyyppien suojelun yhdistämiseen (Beger ym. 2010). Ekosysteemin toiminnan kannalta on välttämätöntä suunnitella suojelualueet niin, että eri ekosysteemien, meri-, makeanveden ja mantereiset, suojelualueet ovat kytkeytyneet toisiinsa (Beger ym. 2010).

Yhden mittarin puute kytkeytyneisyydelle on ongelma etenkin alueiden käytön suunnittelussa, jossa ekologisten yhteyksien tarve piirretään usein yhdelle kartalle. Ekologisten yhteyksien lisäksi myös kaikki muutkin luontoarvot tiivistetään tavallisesti kaavoituksessa yhdelle kartalle. Koska tietoa kaikkien yksittäisten lajien kokemasta ja tarvitsemasta kytkeytyneisyydestä ei ole mahdollista hankkia, perustuu kytkeytyneisyyden edistäminen usein rakenteelliseen kytkeytyneisyyteen, joten valitettavasti maankäytön ”ekologiset yhteydet” ovat usein vain viheryhteyksiä. Myöskään viheralueiden monitoimintaisuutta ei oteta kaavasunnittelussa automaattisesti huomioon, ellei se ole erityinen prioriteetti. Esimerkiksi Sandströmin (2002) tekemä arvio ruotsalaisista urbaanien alueiden vihersuunnitelmista osoitti, että monikäyttöä ei oteta kovin laajasti huomioon. Jos ekologisen kytkeytyneisyyden ja vihreän infrastruktuurin toteutus perustuu pelkkään maanpeitteen tutkimiseen ilmakuvista ja kaavoituksen viheralueiden yhtenäisyyteen, on luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen haastavaa.

Kaavoittajien työ on keskeistä yhdistettäessä luonnonsuojelu muihin maankäyttötavoitteisiin. Kyselyn vastaajista yksikään ei ilmoittanut tieteenalukseen maantiedettä ja maantieteilijöiden työskenteleminen kaavoitustehtävissä on todennäköisempää, kuin muiden tieteenalojen. Onkin huolestuttavaa, jos kaavoittajat jättivät vastaamatta kyselyyn sen takia, etteivät osanneet vastata luonnonsuojeluun keskittyvään kyselyyn. Suomessa kaavoituksessa voivat luonnonsuojelun kannalta tärkeät alueet jäädä kokonaan suunnittelun ulkopuolelle, vaikka kaavoituksella onkin potentiaalia edistää kytkeytyneisyyttä (Similä ym. 2010). Toisaalta ekologiset yhteydet saatetaan merkitä viheryhteyksiksi myös tarkoituksella, sillä ekologisten yhteyksien maakuntakaavamerkinnot ovat juridisesti heikkoja. Kaavoituksen hyödyntämättömyys kytkeytyneisyyden edistämässä voi johtua esimerkiksi tietoisesta poliittisesta päätöksestä

kunnallisella tasolla kaavoituksen taloudellisista vaikutuksista johtuen tai asiantuntemuksen puutteesta (Similä ym. 2010).

Luonnonsuojelulainsäädännön arvioinnin mukaan yksittäisten keinojen lisäksi luonnonsuojelulla pitäisi ylipäättään olla suurempi painoarvo maankäytön suunnittelussa ja luonnonsuojelun koordinointi tapahtua eri sektoreilla, jotta kytkeytyneisyyttä saataisiin edistettyä paremmin (Similä ym. 2010). Kyselyssäkin nykyisin melko epäonnistuneen biodiversiteetin suojelun integroiminen osaksi muita politiikkasektoreita koettiin erittäin tärkeäksi. Erityisen tärkeinä sektoreina nähtiin metsäpolitiikka, maatalouspolitiikka, maankäyttö ja muu luonnonvarojen käyttö. Ekologisen kytkeytyneisyyden edistämistä nähtiin pystyttävän parantamaan etenkin taloudellisinten keinojen avulla ja maisema- tai laajemman tason mittakaavaherkällä suunnittelulla.

Tiedon ja koulutuksen lisääminen olisi oleellista, jotta monimuotoisuutta voitaisiin suojella paremmin. Tieteellistä tietoa on kuitenkin vaikea saada mukaan politiikkaan, ellei se tue olemassa olevia konventioita (kuten esim. Halme & Kotiaho 2013). Ekologisen kytkeytyneisyyden edistämiseksi toimivien keinojen ominaisuuksiksi luettiin myös mm. relevanssi, vaikuttavuus, tehokkuus, pysyvyys, joustavuus, huolellisesti suunniteltu, kustannustehokkuus, hyväksyttävyyys ja maanomistajien vapaaehtoisuus. Kuitenkin ainakin osan vastaajista mielestä tuloksiin ei päästä pelkällä vapaaehtoisuudella. Suomessa usein maa on yksityisomistuksessa eikä kaikkia monimuotoisuudelle tärkeitä alueita ole mahdollista suojella tai hoitaa. Julkiset ja yksityiset vihreät alueet täydentävätkin toisiaan (Niemelä ym. 2010). Päätöksenteon tulisi pohjautua tieteseen, mutta myös ottaa huomioon päätöksenteon kohteena olevien ihmisten näkökannat, jotta se koettaisiin hyväksyttäväksi. Ulkoapäin saneltua suojelua ei koeta aina legitiimiksi (Hiedanpää 2002). Ylhäältä alas toteutettu pakkolunastaminen rankaisee maanomistajia luonnonsuojelullisesti arvokkaiden kohteiden omistamisesta, jos haittaa ei korvata maanomistajien kokemassa laajuudessa ja/tai heidän päätäntävaltansa yli kävellään. Vapaaehtoinen suojelu on yleisesti hyväksyttävämpää, mutta luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen sen avulla edellyttää koordinoitua ja ohjausta. Suurin osa maasta, metsistä noin 60 % kuuluu yksityisille maanomistajille (Metsäntutkimuslaitos 2012). Vapaaehtoisuuteen ja osallistumiseen perustuvien keinojen käyttöä todennäköisesti tullaan lisäämään, jos suojelutasoa halutaan nostaa. Vapaaehtoisuuden näkökulma on myös korostunut EU:n ympäristöpolitiikassa (Jordan ym. 2003). Vapaaehtoisten keinojen, kuten maataloustukien, kyky suojella monimuotoisuutta riippuu siitä, saadaanko arvokkaita elinympäristöjen omistajat motivoitua mukaan (Arponen ym. 2013).

Politiikka voi vaikuttaa kytkeytyneisyyteen ja monimuotoisuuteen myös suoraan negatiivisesti. Esimerkiksi teiden ja rautateiden rakentaminen katkaisee ekologisia yhteyksiä ja asuinalueiden ja teollisuuden rakentaminen hävittää elinympäristöjä. Kestämättömän käytön syihin liittyvät esim. kansainvälistä kauppaa, makrotalouspolitiikkaa ja lisääntynyttä raaka-aineiden kysyntää käsittelevät politiikkakeinot. Maailmanlaajuisten syy-seuraus ketjujen tutkiminen on kuitenkin erittäin haastavaa. Tämän tutkimuksen puitteissa ei ollut mahdollista tarkastella tarkemmin biodiversiteettiin negatiivisesti vaikuttavia politiikkoja ja politiikkakeinoja, vaikka niiden tarkastelu olisikin välttämätöntä biodiversiteettikadon pysäyttämiseksi.

Ekosysteemien prosessit toimivat erilaisissa ajallisissa ja tilallisissa mittakaavoissa. Myös ympäristön hallinta tapahtuu yhtäaikaaisesti eri maantieteellisissä, ajallisissa ja oikeudellisissa mittakaavoissa (Paavola ym. 2009). Ekologiset tasot eivät kuitenkaan linkity suoraan hallinnan tasoihin. Yksi biodiversiteetin suojelun suurista haasteista on ymmärtää eri ekologisten ja hallinnollisten mittakaavojen kytkeytyneisyys ja keskinäiset vuorovaikutukset ja pystyä toimimaan sopivilla mittakaavatasoilla (Pullin 2002, Paloniemi ym. 2012a). Erityisen ilmeistä hallinnon ja luonnon mittakaavojen yhteensovittamisen

haasteellisuus on hallinnolliset rajat yli kytkeytyneiden ilmiöiden ja muuttavien lajien kohdalla (Apostolopoulou & Paloniemi 2012). Jotta biodiversiteetin säilyttämisen tavoitteissa onnistutaan, pitää biodiversiteettipolitiikka sisällyttää eri hallinnon tasoille ja politiikkasektoreille, sekä luoda eri tasot yhdistäviä instituutioita ja verkostoja (Paloniemi ym. 2012a).

Biodiversiteetin ja ekosysteemipalvelujen säilyttämisen kannalta maankäytön suunnittelun tulisi olla pitkäjänteistä, mikä voi olla syy siihen, että sitovat ja pysyvät keinot koettiin kyselyssä toimiviksi. Poliittiset päätökset tehdään kuitenkin usein vain lyhyiksi aikaväleiksi. Toisaalta politiikkakeinot ovat hitaita reagoimaan äkillisiin muutoksiin. Uusien politiikkojen vaikutusten arvioiminen vaatii aikaa (Halme & Kotiaho 2013). Osasyynä on lajiston hidas reagoiminen muutoksiin eli sukupuuttovelka. Kaikkia politiikan vaikutuksia ei edes pystytä arvioimaan yhdellä ajan hetkellä (Mickwitz 2003). Luonnonsuojelupolitiikkaa on ylipäättään toteutettu kriisiorientoituneesti, ilman pitkän aikavälin suunnittelua (Kotiaho & Mönkkönen julkaisematon). Yksittäiset keinot eivät pysty estämään monimuotoisuuden hupenemista, jollei ihmisen vaikutusta hallita kokonaisuutena, kuten esimerkiksi vihreä infrastruktuuri -lähestymistavan kautta.

#### **5.4. Vihreän infrastruktuurin mahdollisuudet ja haasteet monimuotoisuuden suojelussa**

Vihreän infrastruktuurin merkitys monimuotoisuuden suojelulle riippuu siitä, kuinka hyvin se pystyy säilyttämään kytkeytyneisyyttä ja riittävän suuria pinta-aloja eri lajien tarvitsemaa habitaattia sekä vaikuttamaan alueiden laatuun positiivisesti. Vihreän infrastruktuurin pitäisi toimia mahdolistaa valinnan, ajautumisen, lajiutumisen ja leviämisen säilyminen tarpeeksi luontaisen kaltaisina (Vellend 2010). Ihmisen toiminnan ja yhtäaikaisen luonnon prosessien säilymisen takia suunnittelussa tarvitaan kokonaisvaltaisuutta, mutta onko ekosysteemipalveluihin keskittyvä vihreä infrastruktuuri tehokas monimuotoisuuden suojelussa?

Vastaajat uskoivat vihreän infrastruktuurin lisäävän ekosysteemipalvelulähestymistavan käyttöä. Vihreän infrastruktuurin suunnittelun uskotaan vaikuttavan hyödyllisesti ekosysteemipalveluihin synnyttämällä uusia ekosysteemipalveluita, lisäämällä aikaisempien ekosysteemipalveluiden tuottoa ja estämällä ekosysteemipalveluiden heikkenemisen (Mazza ym. 2011). Vihreän infrastruktuurin monikäyttöisyys ja sen tuottamat useat yhtäaikaiset hyödyt ovatkin vihreän infrastruktuurin avainominaisuuksia (European Commission 2012). Erityisesti monitoimintaisuus eli erilaiset ekosysteemipalvelut korostuvat EU:n vihreä infrastruktuuria koskevassa kommunikaatiossa (Euroopan komissio 2013). Vihreä infrastruktuuri on enemmän kuin osiensa summa (European Environment Agency 2011 s. 30).

Vihreän infrastruktuurin suunnittelu auttaa säilyttämään, parantamaan ja palauttamaan maaperän tuottamia ekosysteemipalveluita (Euroopan komissio 2013). Vihreään infrastruktuuriin sisältyvät rakennetut elementit, kuten viherkatot ja seinät voisivat auttaa kaupunkien ilman puhdistamisessa, veden pidätyksessä ja talojen eristyksessä (Euroopan komissio 2013). Ilmaston muuttuessa urbaanien viheralueiden rooli muuttuu entistäkin tärkeämmäksi, ne voivat alentaa maanpinnan maksimilämpötilaa ja vähentää pintavalumaa (Gill ym. 2007). Viherkatot voivat olla tärkeä osa vihreää infrastruktuuria, etenkin tiheästi asutuilla alueilla (Gill ym. 2007). Vihreä infrastruktuuri voisi auttaa ihmisiä sopeutumaan ilmastomuutokseen tai vähentämään ilmastomuutoksesta aiheutuvia haittoja (Euroopan komissio 2013). Esimerkiksi tulva-alueilla sijaitsevat metsät suodattavat vettä puhtaammaksi, varastoivat vettä, säätelevät pohjaveden korkeutta ja ennaltaehkäisevät eroosiota samalla kuin sitovat hiiltä ja tuottavat biomateriaaleja (Euroopan komissio 2013). Koska vihreää infrastruktuuria pidetään

halpana keinona tuottaa ihmisten tarvitsemia palveluita, se voi korvata osan harmaasta infrastruktuurista ja vähentää tai suunnata uudelleen ympäristötekniikan kehitystä. Vihreä infrastruktuuri vaikuttaa maaperän suojeluun ja vesien laatuun sekä määrään ja se mainitaankin osana vesi- ja maaperäpolitiikkaa (European Commission 2013b). Todennäköisesti vihreä infrastruktuuri ja ympäristötekniikka tulevat tukemaan toisiaan keinoina saavuttaa puhtaampi ympäristö, sekä ekosysteemipalveluiden ja monimuotoisuuden säilyminen. Vihreän infrastruktuurin rakentamiseen ja suunnitteluun tarvitaan myös uudenlaista ympäristötekniistä osaamista, kuten taitoa mitata ekosysteemipalveluita.

Koska vihreä infrastruktuuri on kehitetty erityisesti kaupunkeja silmälläpitäen, se voisi täyttää tyhjiön ja auttaa ihmisen ja ympäristön suunnittelun yhteensovittamista etenkin kaupunkialueilla. Vihreän infrastruktuurin tarkoituksellinen suunnittelu on siis tarpeellista, koska muuten kaupunkien viheralueita on vaikea suunnitella kokonaisuutena, joka on yhtä tärkeä kuin muukin infrastruktuuri (Sandström 2002). Urbaanit viheralueet ovat kuitenkin yleisesti ekosysteemipalveluiden tuoton kannalta erittäin tärkeitä, sillä lähellä on paljon potentiaalisia hyötyjiä. Urbaaneilla alueilla ei välttämättä ole kuitenkaan suurta vaikutusta biodiversiteetin säilymiseen, etenkin alueilla, jossa väkiluku on pieni suhteessa kasvipeitteiseen pinta-alaan, kuten Suomessa. Urbaaneilla alueilla on vaarana, että ne ”vihertyvät” ilman, että siitä on ympäristölle varsinaista hyötyä (Wright 2011). Tarkoituksellisesti monimuotoisuuden suojeluun suunnitelluilla urbaaneilla alueilla voi olla paikallisesti suurikin merkitys. Toteutus pääasiassa kaupunkien viheralueajattelun kautta ei todennäköisesti riittäisi pysäyttämään biodiversiteettikatoa, mutta toisaalta viheralueilla voi olla yleistä ympäristömyönteisyyttä lisäävä kasvatuksellinen vaikutus.

Monimuotoisuuden suojelu edistää ekosysteemipalveluiden tuotantoa (Onaindia ym. 2012), mutta suojeleeko ekosysteemipalveluihin keskittyminen riittävän hyvin monimuotoisuutta? Vastaajajoukko näki vihreän infrastruktuurin toteutuksessa ekosysteemipalvelut erillisenä monimuotoisuuden suojelusta ja monimuotoisuutta vähemmän tärkeänä, vaikka juuri ekosysteemipalvelut ovat vihreän infrastruktuurin määritelmien ja mittaamisen ytimessä (esim. Euroopan komissio 2013). Vastaus saattaa johtua siitä, että helpoimmin mitattavissa olevat palvelut ovat tuotantopalveluita, eivätkä tuotantopalvelut eivät ole lyhyellä aikavälillä vahvasti sidoksissa monimuotoisuuteen. Vihreä infrastruktuuri -lähestymistavan ei uskottukaan suoraan pysäyttävän biodiversiteetin häviämistä. Vihreän infrastruktuurin kyky edistää kytkeytyneisyyttä arvioitiin tällä hetkellä melko huonoksi, mutta potentiaali nähtiin korkeana. Kysyttäessä vihreän infrastruktuurin mahdollisuuksista, vastaajilla ei ollut kovin vahvoja mielipiteitä, mutta positiivisiin mahdollisuuksiin uskottiin. Tietynlainen toteutus ei liity yhteen tietynlaisten mahdollisuuksien kanssa, ehkä siksi että vihreä infrastruktuuri on vielä uusi käsite. Lähestymistavan uskottiin muuttavan suunnittelun ja tarkastelun kokonaisvaltaisemmaksi, nostavan luonnon arvostusta ja valtavirtaistavan sitä, lisäävän ekologista ja ympäristötietoisuutta ja parantavan ihmisen ja ympäristön suunnittelua etenkin urbaanissa kontekstissa. Toiminnallisuuden ja saatavien palveluiden huomioiminen voisikin auttaa nostamaan luonnon painoarvoa päätöksenteossa, mikä koettiin liian alhaiseksi.

Monimuotoisuuden suojelun integrointi muille politiikkasektoreille koettiin kyselyssä erittäin tärkeäksi. Ekosysteemipalvelut jakaantuvat hallinnollisesti useiden sektoreiden alle (Primmer & Furman 2012). Vihreän infrastruktuurin eri elementtejä, ydinalueita, ennallistamisvyöhykkeitä, kestävän käytön vyöhykkeitä, urbaaneja viheralueita, luonnollisia yhdysalueita ja rakennettuja yhdysalueita, ei voida hallinnoida tehokkaasti erikseen (Mazza ym. 2011). Vihreä infrastruktuuri voisi toimia onnistua yhdistämään eri mittakaavatasoja ja sektoreita ekosysteemipalveluiden avulla. Kun

pyritään siirtymään nykyisestä sektorihallinnosta kohti integroivampaa ekosysteemipalvelujen hallintaa, pitää ratkaisuja miettiä olemassa olevien hallinnollisten rakenteiden ja käytäntöjen kautta (Primmer & Furman 2012). Lisäksi tarvitaan tiedonvaihtoa ja yhteistyötä eri sektoreiden välillä (Primmer & Furman 2012). Vihreä infrastruktuuri -lähestymistapa voisi toimia kokonaissuunnittelun välineenä, joka auttaisi luomaan sektoreita yhdistäviä yhteistyön muotoja tai jopa uusia organisaatioita (Borgström & Similä julkaisematon). Suomessa yhtäaikaaisesti luonnonsuojelun ja ekosysteemipalveluita jo nyt huomioivia instrumentteja ovat mm. luonnonsuojelulaki, erämaalaki ja koskiensuojelulaki (Paloniemi ym. 2012b). Myös METSO-ohjelma ja Metsähallituksen alue-ekologiset suunnitelmat ovat esimerkkejä, jolla vihreää infrastruktuuria voidaan toteuttaa (Mazza ym. 2011).

Integrointi voisi tapahtua esimerkiksi maankäytön suunnittelun kautta. Vihreän infrastruktuurin avulla voitaisiin yhdistää luonnon monimuotoisuuden suojelu ja ekosysteemipalveluiden tuotto politiikkaan ja maankäytön suunnitteluun (Euroopan komissio 2013). Vihreä infrastruktuuri voi olla toimivampi käsite kuin ekosysteemipalvelut politiikassa ja maankäytön suunnittelussa, sillä sen avulla ekosysteemipalveluiden sijainti voidaan havainnollistaa eri mittakaavoissa (European Environment Agency 2011). Maankäyttö- ja rakennuslailla voisi olla suuri merkitys vihreän infrastruktuurin toimeenpanossa (Paloniemi ym. 2012b). Vihreän infrastruktuurin avulla voitaisiin mahdollisesti ratkaista lajien ja elinympäristöjen suojelun ja ekosysteemipalvelujen tuoton ensisijaisuuden konflikti suunnittelemalla maankäyttöä suuremmassa mittakaavassa (Mazza ym. 2011). Laajemman maantieteellisen tason ekologisen kytkeytyneisyyden miettiminen on tärkeää evolutiivisten prosessien säilyttämiseksi.

Ekosysteemipalveluiden ja luonnonsuojelun ajattelemisen erillisinä näyttää liittyvän suurempiin ajatuskokonaisuuksiin. Luonnonsuojelun toteuttaminen, luonnonsuojelualueiden ja kytkeytyneisyyden tärkeyteen ja potentiaaliin uskomisen näyttävät muodostavan yhden kokonaisuuden, ekosysteemipalveluiden korostaminen ja erilaisten maankäyttöintressien yhdistäminen toisen ja vihreän infrastruktuurin mahdollisuudet tuottaa holistisia hyötyjä ja muodostaa kokonaisuuden kytkeytyneisyyden ja sen mahdollisuuksien mahdollisesti ratkaista ilmastonmuutoksesta seuraavia sukupuuttoja. Erilaisten ajatuskokonaisuuksien taustalla saattaa yksinkertaisesti olla eri asioita korostavat vastaajaryhmät, mutta vastaajien jakautumista ryhmiin ei päästy tutkimaan aineiston pienen koon takia.

On kiinnostavaa, että käsitys vihreän infrastruktuurin toteutuksesta oli samansuuntainen kuin ekologista kytkeytyneisyyttä edistävien hankkeiden toteutus, johon vastaajat olivat osallistuneet. Voi siis olla, että käsitteen uutuuden takia vastaajat eivät vielä osanneet arvostaa sen tuomia uusia toteutustapoja. Kuitenkin vielä merkittävämpää on, että EU:n vihreän infrastruktuurin kommunikaatiossa vihreän infrastruktuurin määritelmään ei sisällynyt eksplisiittisesti monimuotoisuuden suojelua (Euroopan komissio 2013), mikä saattaa vähentää sen mahdollisuuksia suojella monimuotoisuutta. Vihreä infrastruktuuri -käsitteen yleistymisessä on riskinä, että ekosysteemin rakenne ja toiminta käsitteinä ollaan korvaamassa vihreällä infrastruktuurilla ja ekosysteemipalveluilla, jotka ovat muuten samat, mutta täysin ihmiskeskeisiä. Ekosysteemipalvelulähestymistavan haasteena on esimerkiksi, että sillä saatetaan vain oikeuttaa vallalla olevia käytäntöjä (Primmer & Furman 2012). Englannissa vihreän infrastruktuurin toteutus on onnistunut yhdistämään sektoreita, mutta integraatiossa on säilynyt eri intressien hierarkia (Wright 2011). Ekosysteemilähestymistapaa käytettäessä saattaisivat luonnon itseisarvo, harvinaiset lajit ja muu monimuotoisuus kuin lajien monimuotoisuus jäädä huomiotta. Jos halutaan saavuttaa useita etuja, pitää ne ottaa huomioon toteutuksessa.

Perinteisen luonnonsuojelun nähdään joskus aiheuttavan pelkkiä kuluja. Vihreä infrastruktuuri -käsite keskittää huomion ympäristöstä saamaamme hyötyyn samoin kuin ekosysteemipalvelukäsite, joten vihreään infrastruktuuriin liittyvät kulut saattavatkin olla hyväksyttäviä laajemman joukon mielestä. Vihreästä infrastruktuurista saatavat rahalliset hyödyt ovat jo tällä hetkellä rahallisesti merkittäviä (European Commission 2013b). Vihreään infrastruktuuriin tehtyjen investointien tuotto on korkea (Euroopan komissio 2013). Luontoarvojen ja ekosysteemipalvelujen ylläpito on halvempaa kuin ennallistaminen (Mazza ym. 2011). Toivottujen ympäristöhyötyjen ja investoijien toiveiden välillä voi kuitenkin olla ristiriitaa (Wright 2011). Vihreällä infrastruktuurilla, kuten muillakin infrastruktuureilla, voi olla yhtäaikaaisesti useita käyttäjiä ja vihreällä infrastruktuurilla on positiivisia ulkoisvaikutuksia, joten käyttäjiä voi olla vaikea saada suoraan maksamaan. Infrastruktuurin rakentamista onkin perinteisesti rahoitettu verovaroin. Rahoituksen turvaaminen on välttämätöntä vihreän infrastruktuurin toimeenpanon toteuttamiseksi (Kettunen ym. julkaisematon).

Tiedotus vihreän infrastruktuurin tuottamista hyödyistä ja investoinnin kustannustehokkuudesta saattaisi auttaa innostamaan yksityisiä rahoittajia, mutta useat ekosysteemipalvelut ovat markkinoiden ulkopuolella (Borgström & Similä julkaisematon). Luonnosta saataville resursseille voisi luoda markkinoita tai resurssien keskinäistä kilpailua voisi hallita esimerkiksi lisensoimalla ekosysteemien käyttöä, asettamalla standardeja, käyttämällä taloudellisia ohjauskeinoja, ekosysteemipalveluista maksamalla tai luomalla habitaattipankkeja (Borgström & Similä julkaisematon). On kuitenkin kyseenalaista, kannattaako yhteisten hyötyjen tuotanto alistaa markkinoille. Ympäristölle haitallisten tukien poistaminen voisi olla yksi keino suunnata rahoitusta vihreään infrastruktuuriin (Kettunen ym. julkaisematon). Euroopan komission ehdotuksissa vihreä infrastruktuuri on yksi koheesiorahaston ja Euroopan aluekehitysrahaston painopiste (Euroopan komissio 2013). Euroopan komissio myös suunnittelee vihreän infrastruktuurin hankkeiden toteutukseen uuden rahoitusvälineen vuoteen 2014 mennessä (Euroopan komissio 2013). Vihreän infrastruktuurin elementeistä suurten ydinalueiden suojelu on kustannustehokkainta (Mazza ym. 2011).

Vihreällä infrastruktuurilla pyritään rakentamaan suojelluista alueista ja ympäröivistä alueista toimivan ekosysteemipalveluita tuottava verkosto. Vihreän infrastruktuurin käsitteen vahvuudet ovat siinä, että se yhdistää luonnon toiminnan prosessien kokonaisuudeksi, eikä käsite erottele toisistaan eri politiikkasektoreita. Haasteet ovat käsitteen monitulkintaisuudessa ja ekosysteemipalveluiden mittaamisessa. Vihreän infrastruktuurin potentiaali luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden säilyttämisessä perustuu siihen, että maankäytön suunnittelussa luonnon rooli muuttuisi aktiiviseksi ja vihreää infrastruktuuria voitaisiin suunnitella yhtä aikaa harmaan infrastruktuurin suunnittelun kanssa tai jopa ennen sitä. Vihreä infrastruktuuri voisi mahdollisesti käsitteenä tai politiikkakeinona nousta ympäristöpolitiikkasektorin yläpuolelle yhtenäistämään eri politiikkasektorien keinojen verkoston toimimaan luonnon prosessien säilyttämisen edistämiseksi.

Vihreän infrastruktuurin toteutus yhdistetään holistisiin hyötyihin. Vihreän infrastruktuurin käsitteen avulla luonnon suojelu voitaisiin kehystää niin, että sen tuottamat hyödyt osattaisiin ottaa huomioon. Vihreä infrastruktuuri -käsite voisi auttaa paradigman muutoksessa kohti yhteiskuntaa, jossa ymmärretään luonnon toiminnan suojelun välttämättömyys. Ekosysteemipalveluajattelussa on kuitenkin riskinä, että ihmisten lyhyellä aikavälillä saama hyöty korostuu pitkän aikavälin kustannuksella. Onnistumisessa monimuotoisuuden suojelun kannalta olennainen kysymys on toteuttamistapa, sillä EU:n vihreän infrastruktuurin strategia ei sisällä sitovia velvoitteita (Euroopan komissio 2013). Lisäksi Euroopan komission vihreän infrastruktuurin tiedonannossa ei esimerkiksi erikseen

mainittu geneettistä monimuotoisuutta osana luonnon monimuotoisuutta (Euroopan komissio 2013). Erityisen huomionarvoista on, että EU:n vihreän infrastruktuurin kommunikaatiossa vihreän infrastruktuurin määritelmään ei sisällynyt eksplisiittisesti monimuotoisuuden suojelua, eikä Natura 2000 -verkoston tärkeyttä korostettu (Euroopan komissio 2013). Euroopan vihreän infrastruktuurin kohtalo riippuu luonnonsuojelupolitiikan lisäksi muidenkin politiikan sektoreiden tavoitteista.

### **5.5. Luonnon monimuotoisuuden suojelu osana globaalien ympäristökriisin ratkaisua**

Luonnonsuojelun politiikkakeinot tuskin riittävät ratkaisemaan yksin monimuotoisuuden häviämisen ongelman. Biodiversiteettikato on häijy (*wicked*) ongelma eli sen ratkaisu ei ole helppoa. Luonnon monimuotoisuuden suojelu on ajallisesti ja tilallisesti monimittakaavainen ympäristöongelma, jotka on tiiviisti kytkeytynyt muihin globaaleihin ympäristöongelmiin, kuten ilmaston muutokseen. Yhdessä erilaisten ympäristöongelmien voidaan nähdä muodostavan globaalien ympäristökriisin.

EU:n tavoitetta pysäyttää monimuotoisuuden köyhtyminen vuoteen 2010 mennessä ei saavutettu ja nyt se on 2020 tavoitteena (KOM (2010) 548, Euroopan komissio 2011a). Epärealististen tavoitteiden laatiminen ja sopimusten tekeminen saattavat vesittää niiden sisällön ja arvon kokonaan. Toisaalta jos edes tavoitteissa ei ole pysäyttää monimuotoisuuden köyhtymistä, sitä tuskin tullaan saavuttamaan.

Usein monimuotoisuudessa keskitytään vain lajeihin, ja niistäkin tunnetaan vain pieni osa. Maailman lajeja tunnetaan nyt noin 1 740 000 (Rassi ym. 2010). Pitää muistaa, että myös suojelualueiden valinta riippuu asiantuntijoiden ymmärryksestä siitä, mitä kannattaa suojella (Hiedanpää 2002). Se, mikä on suojelun arvoista, taas riippuu siitä, mitä ymmärrämme monimuotoisuudella. Usein monimuotoisuuden mittaamisessa otetaan huomioon vain ne lajit ja tasot, joista on eniten tietoa ja jotka ovat helpoiten mitattavissa. Esimerkiksi geneettistä monimuotoisuutta ei juuri huomioida edes kansainvälisten sopimusten toimeenpanossa tai monimuotoisuuden säilyttämistä ajavissa kansainvälisissä organisaatioissa tai tietokannoissa (Laikre 2010). Geneettisen monimuotoisuuden köyhtymiseen liittyvien indikaattorien kehittäminen ja geneettisen suojelun lisääminen luonnonsuojelupolitiikkaan olisi välttämätöntä, jotta monimuotoisuus saataisiin säilytettyä (Laikre 2010). Haasteena on, että luonnon monimuotoisuutta ja sitä synnyttäviä tai ylläpitäviä mekanismeja ei vielä tunneta läheskään täydellisesti. Monimuotoisuuden suojelussa tulisi noudattaa varovaisuusperiaatetta, sillä emme vielä tiedä tarkasti monimuotoisuuteen vaikuttavia tekijöitä tai monimuotoisuuden vähenemisen vaikutuksia ihmiselle.

Rakennettaessa monimuotoisuuden suojelua edistävää politiikkakeinojen kokonaisuutta, tulee kytkeytyneisyyden lisäksi ottaa huomioon monia muitakin tekijöitä, kuten muu tilallinen jakautuminen, alueen pinta-ala, habitaatin laatu, muun alueen laatu (Hodgson ym. 2011). On ehdotettu, että monimuotoisuuden suojelemiseksi tulisi tällä hetkellä ensisijaisesti keskittyä suuremman pinta-alan suojeluun (Fahrig 2003, Kotiaho & Mönkkönen julkaisematon).

Tieteen päätöksentekoon sopimaton mittakaava voi haitata tulosten hyödynnettävyyttä luonnonsuojelun toteutuksessa. Tutkimuksen tekeminen globaalilla tasolla tulisi yhdistää paikallisiin oloihin sopiviin pienemmän mittakaavan tutkimuksiin (DeFries ym. 2012). Lisäksi tutkimuksen pitäisi keskittyä mahdollisuuksiin ja käytännön ratkaisuihin (DeFries ym. 2012). Tutkimuksen hyödyntämättömyydelle voi toisinaan olla syynä myös yksinkertaisesti oleellisen tiedon puute, tai ongelmien näkeminen erilaisina. Esimerkiksi Apostolopoulou & Paloniemi (2012) löysivät kolme erilaista kehystä, jonka kautta monimuotoisuuden suojelun asiantuntijat ymmärtävät luonnonsuojelun mittakaavaasteet ja mahdolliset ratkaisut: haasteet liittyvät aukkoihin tieteellisessä

tiedossa, hallinnon ja luonnon mittakaavojen yhteensopimattomuuteen tai valtasuhteisiin ja oppimisprosesseihin. Ensin mainitussa lähestymistavassa ongelma depolitisoidaan ja mittakaava ymmärretään ekologisena ilmiönä ja luonnonsuojelun haasteet teknisinä ongelmina, joissa politiikka häiritsee luonnonsuojelubiologisen tiedon toimeenpanoa (Apostolopoulou & Paloniemi 2012). Maisematason hallinnassa tarvitaan paikallisen tason ja asiantuntijatiedon yhdistämistä (Soane 2012). Vihreä infrastruktuuri saattaisi auttaa ratkaisemaan joitakin näistä kysymyksistä, kuten edellisessä kappaleessa todettiin. Sen suunnittelua voidaan kuitenkin tehdä käytännössä vain kansallisella tasolla.

Ekosysteemien prosessien toiminta ei rajoitu valtion rajoihin, joten myös eri maiden hallintojen eri tasojen yhteistyötä tarvitaan. Biodiversiteetin säilyttäminen ei onnistu toimimalla valtioiden sisällä vaan tarvitaan valtioiden välistä, Euroopan Unioninkin tasoa laajempaa, yhteistyötä. Esimerkiksi erillään kehitetyt monenkeskiset kansainväliset ympäristösopimukset tulee saada toimimaan yhdessä ja puuttuvat institutionaaliset rakenteet tulee rakentaa (Urho 2009). Ympäristö ja luonnonsuojeluongelmat ja monimuotoisuuden ongelmat linkittyvät laajempaan yhteiskunnalliseen ylikansalliseen toimintaan ja paikallinen monimuotoisuuden väheneminen voi johtua globaaleista tekijöistä. Nykyiset suojelukäytännöt perustuvat oletukseen suhteellisen vakaasta ilmastosta. Ilmastomuutos lisää kytkeytyneisyyden säilyttämisen tarvetta, sillä kaikki lajit eivät pysty sopeutumaan nopeasti muuttuvaan ilmastoon paikallaan pysyen.

Biodiversiteetin säilyttäminen on kytkeytynyt maailman eriarvoisuus- ja köyhyysongelmiin. Luonnonsuojelun kulut ja hyödyt jakaantuvat usein epätasaisesti. Kulut kohdistuvat usein paikallistasolle, kun taas hyödyt hajaantuvat laajemmalle, jopa globaalille, tasolle. Luonnonsuojelulla on poliittisia vaikutuksia (Hiedanpää 2002). Luonnonvarojen käytön rajoittaminen muuttaa koko ihmis-ympäristösystemin toimintaa useilla tavoilla (Miteva ym. 2012). Markkinainstrumentit pyrkivät tasoittamaan epätasaisia kulujen jakaantumista. Vihreän infrastruktuurin rahoitus EU:n merentakaisilla alueilla ja vihreään infrastruktuuriin pohjautuvien ratkaisujen tukeminen kehitysyhteistyössä mainitaan mahdollisina politiikkakeinoina (European Commission 2013b), mutta se ei ole vielä riittävä panostus monimuotoisuuden hupenemisen pysäyttämiseksi.

Ympäristöongelmat syntyvät aina yhteiskunnallisen määrittelykampailun seurauksena, ja tällä hetkellä ympäristönsuojelu jää usein muiden intressien, kuten talouskasvun, jalkoihin. Ympäristöongelmien ja tarvittavien toimenpiteiden määrittelyyn osallistuu erilaisia ihmisryhmiä, joilla on erilaisia uskomusjärjestelmiä ja arvoja (Mickwitz 2003). Ympäristöongelmien käsittely ja ratkaisumahdollisuudet liittyvät siis valtaan. Tieteellisen tutkimukseen perustuvaa tietoa parhaista luonnonsuojelukeinoista ei aina päästä hyödyntämään politiikan valtasuhteista johtuen. Ekosysteemipalveluille annetaan usein liian vähän painoarvoa, koska ne eivät kokonaisuudessaan näy markkinoilla, mikä voi asettaa kyseenalaiseksi koko maapallon kantokyvyn (Costanza ym. 1997).

Ekosysteemien tuottamien palveluiden arviointi rahassa on haastavaa ja osittain myös mahdotonta, mutta toisaalta välttämätöntä. Taloudellisilla kriteereillä mittaamiseen liittyy konseptuaalisia ja käytännöllisiä arvottamiseen liittyviä ongelmia (Mickwitz 2003). Biodiversiteetin suojelu on tärkeää sen taloudelle ja yhteiskunnalle tuottamien hyötyjen lisäksi luonnon monimuotoisuuden itseisarvon takia. Usein arvot, jota ei voi mitata rahassa eivät paina päätöksenteossa ollenkaan. Trooppisissa maissa, jotka ovat maailman biodiversiteetin kannalta erittäin tärkeitä alueita, käytetään toisinaan luonnonsuojelupolitiikan keinona ekosysteemipalveluista maksamista (*payment for ecosystem services*, PES) (Miteva ym. 2012). Luonnon rahalliset arviointiyritykset muistuttavat siitä, että toimivalla ympäristöllä on arvoa. Ennen taloudellinen ja luonnonpääoma olivat tiukemmin sitoutuneita toisiinsa ja niitä hoidettiin kulttuurisen pääoman, kuten perimätiedon, avulla, nykyään paikallinen taloudellinen pääoma on



riippuvaisempi avoimista systeemeistä (Soane ym. 2012). Euroopan komission tukemassa The Economics of Ecosystems and Biodiversity -hankkeessa suositellaan, että biodiversiteetin taloudellinen arvo otetaan huomioon päätöksenteossa (TEEB 2010).

Luonnonvarojen hallinta ja maankäytön suunnittelu niin, että luonnon monimuotoisuus säilyisi, ei ole ollenkaan ongelmatonta. Ympäristön hallinnon pitäisi olla kokonaisvaltaista, jotta se olisi kustannustehokasta eli olisi tärkeää, että ihmisiä ympäröivää luontoa hallittaisiin kokonaisuutena. Esimerkiksi verovaroja ei kannata käyttää yhtä aikaisesti lahoppuun tuottamiseen ennallistamalla ja poistamiseen energiapuun korjuussa (Halme & Kotiaho 2013). Eri politiikkasektoreiden välinen yhteistyö monimuotoisuuden suojelussa on välttämätöntä. Jotta monimuotoisuuden suojelu ei jäisi eri sektoreiden nykyisten valtasuhteiden jalkoihin, tulisi suojelun painoarvoa saada nostettua, esimerkiksi tekemällä suojelun tärkeys ymmärrettävämmäksi. Ekosysteemien prosessit säilyttävänä rakenteena vihreä infrastruktuuri voi olla avain ekosysteemien resilienssiin. Vihreä infrastruktuuri voi auttaa näkemään synergiaetuja ja edistämään eri sektoreiden integraatiota (Wright 2011).

Jo Biologista monimuotoisuutta koskeva yleissopimus (78/1994) pyrki sisällyttämään biodiversiteetin suojelun kaikkeen toimintaan. Jos monimuotoisuuden suojelun tavoitetta ei saada integroitua eri politiikkasektoreille, on epätodennäköistä, että Nagoyan Biologista monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen osapuolikokouksen (2010) tavoite pysäyttää luonnon monimuotoisuuden hupeneminen ja turvata ekosysteemien resilienssi ja välttämättömien palveluiden tuotto 2020 mennessä, saavutetaan. Ekologiset, taloudelliset, sosiaaliset ja hengelliset ongelmat liittyvät toisiinsa (Earth Charter Initiative 2000). Ihmisen vaikutus luontoon tulisi saada kestävälle tasolle pitkän aikavälin hyötyjen turvaamiseksi. Kaikki ympäristöongelmat johtuvat lopulta ihmisen vaikutuksesta. Myös ihmisten hyvinvoinnin turvaamisen kannalta pitäisi luonnonsuojelussa ja ympäristöpolitiikassa keskittyä luonnon prosessien toiminnan turvaamiseen.

## 5.6. Yhteenveto johtopäätöksistä

Kytkeytyneisyys ja vihreä infrastruktuuri voidaan ymmärtää monella tavalla. Moniselitteisten käsitteiden tulkinta voi vaikuttaa niiden toteutukseen esimerkiksi käytettävien mittausten menetelmien kautta. Vastaajat pitivät kytkeytyneisyydessä tärkeimpinä toiminnallista lajikohtaista kytkeytyneisyyttä ja rakenteellista kytkeytyneisyyttä. Vihreän infrastruktuurin kykyyn säilyttää monimuotoisuutta vaikuttaa erityisesti se, minkälaisia ekosysteemipalveluita huomioidaan ja kuuluuko monimuotoisuuden säilyttäminen sen tavoitteisiin. Kuitenkin määritelmiä tärkeämpiä ovat tulokset.

Tutkimuksessa pyrittiin selvittämään politiikkakeinojen kyky edistää ekologista kytkeytyneisyyttä ja kuinka politiikkakeinot pystyisivät edistämään kytkeytyneisyyttä paremmin. Politiikkakeinoilla on suurempi potentiaali edistää ekologista kytkeytyneisyyttä, kuin mikä on niiden tämän hetken toteutuksen merkitys ekologiselle kytkeytyneisyydelle. Käytännössä parhaiten toimivat suojelualueet ja suurin potentiaali oli kokonaissuunnittelua vaativilta, erilaisten hallinnollisten keinojen ja monimuotoisuuteen vaikuttavien mekanismeilla yhdistävillä keinoilla.

Tutkimuksessa pyrittiin selvittämään myös voisiko vihreä infrastruktuuri -lähestymistapa auttaa luonnon monimuotoisuuden suojelussa. Vihreän infrastruktuurin ei uskottu suoraan pysäyttävän biodiversiteetin häviämistä. Vihreän infrastruktuurin uskottiin lisäävän ekosysteemipalvelulähestymistavan käyttöä ympäristöpolitiikassa. Ei kuitenkaan ole selvää, millaisia vaikutuksia sillä on monimuotoisuuden suojeluun. Vastaajat näkivät ekosysteemipalvelut erillisenä monimuotoisuuden suojelusta vihreän infrastruktuurin toteutuksessa ja pitivät

ekosysteemipalveluiden huomiointia vähemmän tärkeänä. Vihreällä infrastruktuurilla kuitenkin uskottiin olevan monia positiivisia monimuotoisuudelle todennäköisesti positiivisia vaikutuksia ympäristöpolitiikkaan, kuten suunnittelun ja tarkastelun muuttuminen kokonaisvaltaisemmaksi, luonnon arvostuksen nousu, ekologisen ja ympäristötietoisuuden lisääminen sekä ihmisen ja ympäristön yhteensovittamisen parantaminen etenkin urbaanissa kontekstissa. Vihreä infrastruktuuri saattaisikin auttaa politiikkasektoreiden ja mittakaavatasojen yhdistämisessä. Ekosysteemipalveluilla voidaan perustella perinteisen luonnonsuojelun tärkeyttä ihmisille, jotka eivät ennen ole pitäneet sitä tärkeänä. Vihreä infrastruktuuri ei kuitenkaan todennäköisesti riitä yksin pysäyttämään monimuotoisuuden vähenemistä, joka on kietoutunut muihin globaalin ympäristökriisin aiheuttamiin ongelmiin.

## KIITOKSET

### **Yhteistyöhankkeet Suomen ympäristökeskuksessa**

Tämä pro gradu -tutkimuksen aineisto on peräisin Suomen ympäristökeskuksen ympäristöpolitiikkakeskuksen tutkimushankkeesta Biodiversiteetin turvaaminen monilla hallinnon tasoilla ja eri maantieteellisissä, ajallisissa ja ekologisissa mittakaavoissa (SCALES). SCALES -hankkeen tavoitteena on lisätä ymmärrystä siitä, kuinka luonnolliset ja ihmislähtöiset prosessit vaikuttavat luonnon monimuotoisuuteen, ja edistää niiden hallintaa eri tasoilla. Myös Ekosysteemipalveluiden ja luonnon monimuotoisuuden riippuvuus vihreästä infrastruktuurista ja ohjausjärjestelmän muutostarpeet (Vihreä Infra) -hankkeen kanssa on tehty tiivistä yhteistyötä. Vihreä Infra -tutkimushankkeessa tarkastellaan vihreän infrastruktuurin käsitettä politiikkavälineenä ja pyritään luomaan alustava kuva Suomen nykyisen vihreän infrastruktuurin tilasta ja kehityksestä. Kiitän Suomen ympäristökeskuksen ympäristöpolitiikkakeskusta yhteistyöstä ennen työsuhteita, niiden aikana, välillä ja jälkeen sekä yhteistyöprojektien rahoittajia; EU FP 7 (SCALES-hanke 226 852) ja Ympäristöministeriö (METSO-arviointi).

### **Kiitokset**

Kiitän Helsingin yliopiston alumni ry:n Ympäristön ystävät -rahastoa, Hämäläisten ylioppilassäätiötä sekä Maa- ja vesitekniikan tuki ry:tä pro gradu -apurahoista ja Helsingin yliopistoa gradut valmiiksi -apurahasta.

Kiitän suuresti kaikkia kolmea ohjaajaani Riikka Paloniemeä, Janne Kotiahoa sekä Janne Hukkista. Riikka oli ihanteellinen graduohjaaja ja inspiroivan ilmapiirin luoja, molemmat Jannet antoivat tukea niin korkeatasoisesti omilla osaamisalueillaan kuin muissakin käytännön kysymyksissä. SYKEN yhteistyöhankkeiden työntekijöistä kiitän erityisesti Suvi Borgströmiä keskusteluista ja Pekka Itkosta menetelmien selventämisestä. Kiitän Helsingin yliopiston ympäristöpolitiikan tutkimusseminaarilaisia sekä Mia Malinia alustavien versioiden kommentoinnista. Kiitän Risto Willamoja auttamisesta löytämään paremman kokonaisnäkemyksen ympäristöongelmien suhteen. Yläasteen opettajaani Sanna Jortikkaa kiitän opetuksesta, joka suuntasi kiinnostustani ympäristöasioihin. Kiitän opiskelukavereitani ja erityisesti lähipiiriäni kärsivällisestä graduprosessin vaiheiden kuuntelusta, siitä irrotusyrityksistä ja kaikesta muusta tuesta.

## KIRJALLISUUS

- Aluehallintovirasto 2013. Ympäristö. <http://www.avi.fi/web/avi/ymparisto#.UhdMHRa3ZO1> Ei päivytyspäivämäärää, katsottu 23.8.2013.
- Apostolopoulou E. & Paloniemi R. 2012. Frames of Scale Challenges in Finnish and Greek Biodiversity Conservation. *Ecology and Society* 17(4): 9.
- Arponen A., Heikkinen R., Paloniemi R., Pöyry J., Similä J., Kuussaari M. 2013. Improving conservation planning for semi-natural grasslands: Integrating connectivity into agri-environment schemes. *Biological Conservation* 160: 234–24.
- Bailey S. 2007. Increasing connectivity in fragmented landscapes: An investigation of evidence for biodiversity gain in woodlands. *Forest Ecology and Management* 238: 7–23.
- Beger M., Grantham H., Pressey R., Wilson K., Peterson E., Dorfman D., Mumby P., Lourival R., Brumbaugh D. & Possingham H. 2010. Conservation planning for connectivity across marine, freshwater, and terrestrial realms. *Biological Conservation* 143: 565–575.
- Biologista monimuotoisuutta koskeva yleissopimus (78/1994)
- Biologista monimuotoisuutta koskeva yleissopimus 2010, osapuolikokous, Nagoya. <http://www.cbd.int/decision/cop/default.shtml?id=12268> Katsottu 21.10.2013.
- Borgström S. & Similä J. Green Infrastructure Governance: Emerging issues and possibilities. Issue Brief. [arvioitavana]
- Cardinale, B.J., Duffy J.E., Gonzalez A., Hooper D.U., Perrings C., Venail P., Narwani A., Mace G.M., Tilman D., Wardle D.A., Kinzig A.P., Daily G.C., Loreau M., Grace J.B., Larigauderie A., Srivastava D.S. & Naeem S. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486: 59–67.
- Calabrese J. & Fagan W. 2004. A comparison – shoppers’s guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2(10): 529–536.
- CITES, Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, 1979. Signed at Washington, D.C., on 3 March 1973. Amended at Bonn, on 22 June 1979.
- Costanza R., d’ Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O’Neill R. V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P. & van den Belt M. 1997. The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260.
- Council of Europe 1996. Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy. Nature and Environment, No. 74. Council of Europe Press, Strasbourg Cedex.
- Davis C.S. 2002. *Statistical Methods for the Analysis of Repeated Measurements*. Springer, New York. 415s.
- DeFries R.S., Ellis E.C., Chapin III F.S., Matson P.A., Turner II B.L., Agrawal A., Crutzen P.J., Field C., Gleick P., Kareiva P.M., Lambin E., Liverman D., Ostrom E., Sanchez P.A. & Syvitski J. 2012. Planetary Opportunities: A Social Contract for Global Change Science to Contribute to a Sustainable Future *BioScience* 62 (6): 603–606.
- De Groot R.S., Wilson M.A. & Boumans R.M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393–408.
- Earth Charter Initiative 2000. Earth Charter (Kestävän kehityksen peruskirja). Saatavilla: <http://www.earthcharterinaction.org/content/pages/Read-the-Charter.html> Katsottu 21.10.2013.
- Ellis E.C., Goldewijk K.K., Siebert S., Lightman D. and Ramankutty N. 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography* 19: 589–606.
- Ely-keskus 2013. Ympäristö. <http://www.ely-keskus.fi/web/ely/ymparisto#.UhdKFxa3ZO1> (Ei päivytyspäivämäärää, katsottu 23.8.2013).
- Eskola J. & Suoranta J. 2003. *Johdatus laadulliseen tutkimukseen*. Vastapaino. 266s.
- Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2009/147/EY, annettu 30 päivänä marraskuuta 2009, luonnonvaraisten lintujen suojelusta (kodifioitu toisinto)

- Euroopan komissio 2010. KOM(2010) 548 lopullinen. Komission kertomus neuvostolle ja Euroopan parlamentille. Vuoden 2010 arviointi biologista monimuotoisuutta koskevan EU:n toimintasuunnitelman täytäntöönpanosta.
- Euroopan komissio 2011a. KOM(2011) 244 lopullinen. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle sekä alueiden komitealle. Luonnonpääoma elämämme turvaajana: luonnon monimuotoisuutta koskeva EU:n strategia vuoteen 2020.
- Euroopan komissio 2011b. KOM(2011) 17 lopullinen. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja Alueiden komitealle. Aluepolitiikan panos Eurooppa 2020-strategian mukaisessa kestävässä kasvussa.
- Euroopan komissio 2011c. KOM(2011) 144 lopullinen. Valkoinen kirja. Yhtenäistä Euroopan liikennealuetta koskeva etenemissuunnitelma – Kohti kilpailukykyistä ja resurssitehokasta liikennejärjestelmää.
- Euroopan komissio 2013. COM(2013) 249 final. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle. Vihreä infrastruktuuri (GI) – Euroopan luonnonpääoman parantaminen.
- Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY annettu 23 lokakuuta 2000 yhteisön vesipolitiikan puitteista
- Euroopan yhteisöjen komissio 2009. KOM(2009) 147 lopullinen. Valkoinen kirja. Ilmastonmuutokseen sopeutuminen: Kohti eurooppalaista toimintakehystä.
- European Commission 2011. SEC(2011) 358 final. Commission staff working paper. Impact assessment. Accompanying document to the WHITE PAPER. Roadmap to a Single European Transport Area – Towards a competitive and resource efficient transport system.
- European Commission 2012. The Multifunctionality of Green Infrastructure. *Science for Environment Policy*. Environment News Alert Service. March 2012.
- European Commission 2013a. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Discussion paper, Environment. Technical Report 2013–067.
- European Commission 2013b. SWD(2013) 155 final. Commission staff working document. Technical information on Green Infrastructure (GI). Accompanying the document Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Green Infrastructure (GI) — Enhancing Europe's Natural Capital
- European Commission 2013c. Green infrastructure. <http://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/> Päivitetty 5.7.2013, katsottu 20.10.2013.
- European Commission 2013d. Green infrastructure and Natura 2000. <http://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/natura2000.htm> Päivitetty 5.7.2013, katsottu 20.10.2013.
- European Environmental Agency 2010. *EU 2010 biodiversity baseline*. EEA Technical report No 12/2010. Office for Official Publications of the European Union, Luxembourg.
- European Environmental Agency 2011. *Green infrastructure and territorial cohesion*. Technical report No 18/2011.
- European Environmental Agency 2012. Distribution of Natura 2000 sites across the 27 EU Member States. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/distribution-of-natura-2000-sites-across-eu-member-states-1> Päivitetty 29.11.2012, katsottu 15.8.2013.
- European Environmental Agency 2013. CICES V4.3 <http://cices.eu>. Ei päivytyspäivämäärää, katsottu 18.6.2013.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487–515.
- Gill S.E., Handley J.F., Ennos A.R. & Pauleit S. 2007. Adapting Cities for Climate Change: The Role of the Green Infrastructure. *Built Environment* 33(1): 115–133.
- Haapalehto T., Vasander H., Jauhiainen S., Tahvanainen T. and Kotiaho J.S. 2011. The effects of peatland restoration on water-table depth, elemental concentrations, and vegetation: 10 years of changes. *Restoration Ecology* 19: 587–598.

- Haila Y., Helle T., Jokinen A., Leino H., Tynkkynen N. & Åkerman M. 2009. Ympäristöpolitiikka: miten ympäristön muuttumista voi hallita? Teoksessa Karppi, Ilari & Sinervo, Lotta-Maria (toim.) *Governance. Uuden hallintatavan jäsentyminen*. Juvenes Print, Tampere. 282s.
- Halme P. & Kotiaho J.S. 2013. Keskittämällä kohti ekologisesti ja taloudellisesti kestävä metsätaloutta. *Luonnon Tutkija* 1-2: 31–38.
- Hanski I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41–49.
- Hanski I. 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests : modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Annales Zoologici Fennici* 37: 271–280.
- Hanski I. 2006. Täsmäsuojelun mahdollisuus – vai mahdottomuus ? Teoksessa : Jalonen R., Hanski I., Kuuluvainen T., Nikinmaa E., Pelkonen P., Puttonen P., Raitio K. & Tahvonen O. *Uusi metsäkirja*. Gaudeamus, Helsinki. 382s.
- Hiedanpää J. 2002. European-wide conservation versus local well-being : the reception of the Natura 2000 Reserve Network in Karvia, SW-Finland. *Landscape and Urban Planning* 61: 113–123.
- Hodgson J.A., Thomas, C.D., Wintle B.A. & Moilanen A. 2009. Climate change, connectivity and conservation decision making: back to basics. *Journal of Applied Ecology* 46: 964–969.
- Hodgson J.A., Moilanen A., Wintle B.A. & Thomas C.D. 2011. Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *Journal of Applied Ecology* 48: 148–152.
- Hubbell S.P. 2001. *The Unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton university press, Princeton & Oxford.
- Huutoniemi K. & Tapio P. (toim.) *Transdisciplinary Sustainability Studies: A Heuristic Approach*. [painossa]
- Jordan A., Wurzel R., Zito A. & Brückner L. 2003. European Governance and the Transfer of ‘New’ Environmental Policy Instruments (NEPIs) in the European Union. *Public Administration* 81(3): 555–574.
- Kahilainen A., Puurtinen M., Kuitunen K. & Kotiaho J. Species diversity vs. genetic diversity – acknowledging the potential conflicts in conservation of biodiversity. Julkaisematon.
- Karvonen L. 2011. Luonnonvarojen käytön suunnittelujärjestelmät. Teoksessa: Päivinen J., Björkqvist N., Karvonen L., Kaukonen M., Korhonen K-M., Kuokkanen P., Lehtonen H. & Tolonen A. (toim.) *Metsähallituksen metsätalouden ympäristöopas*. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 67. 215s.
- Keto-Tokoi P. & Kotiaho J.S. 2013. METSO-ohjelmasta moninkertainen hyöty suunnittelemalla paremmin. *Luonnon Tutkija* 1–2: 46–54.
- Kettunen M., Terry A., Tucker G. & Jones A. 2007. *Guidance on the maintenance of landscape features of major importance for wild flora and fauna – Guidance on the implementation of Article 3 of the Birds Directive (79/409/EEC) and Article 10 of the Habitats Directive (92/43/EEC)*. Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, 114 s.
- Kettunen M., Apostoulou E., Bormpodoudakis D., Cent J., Letourneau A., Koivulehto M., Paloniemi R., Grozińska-Jurczak M., Mathevet R., Scott A. & Borgström, S. EU Green Infrastructure: Opportunities & Needs for Addressing Scales. Teoksessa: Henle K., Settele J., Potts S, Kunin W., Matsinos Y., Similä J, Pantis J., Grobelnik V., Penev L. SCALESBOOK. Pensoft Publisher. [painossa]
- Knight A., Cowling R., Rouget M., Balmford A., Lombard A. & Campbell B. 2008. Knowing But Not Doing: Selecting Priority Conservation Areas and the Research–Implementation Gap. *Conservation Biology* 22(3): 610–617.
- Komonen A., Lensu T., & Kotiaho J.S. 2012. Estimating optimal timing of power line rights-of-way management for conservation of butterflies. *Insect Conservation and diversity* 6(4): 522–529.
- Kotiaho J.S. & Mönkkönen M. From a crisis discipline towards prognostic conservation practise: an argument for setting aside degraded habitats. Julkaisematon.
- Kuussaari M., Heliölä J., Tiainen J. & Helenius J. (toim.) 2008. Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-loppuraportti 2000–2006. 208s. *Suomen Ympäristö* 4.

- Kuussaari M., Bommarco R., Heikkinen R.K., Helm A., Krauss J., Lindborg R., Öckinger E., Pärtel M., Pino J., Rodà F., Stefanescu C., Teder T., Zobel M. & Steffan-Dewenter I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 24(10): 564–571.
- Laikre L. 2010. Genetic diversity is overlooked in international conservation policy implementation. *Conserv.Genet.* 11: 349–354.
- Laita A., Mönkkönen M. & Kotiaho J.S. 2010. Woodland key habitats evaluated as part of a functional reserve network. *Biological Conservation* 143: 1212–1227.
- Laita A., Kotiaho J.S., Mönkkönen M. 2011. Graph-theoretic connectivity measures: What do they tell us about connectivity? *Landscape Ecology* 26: 951–967.
- Laita A., Horne P., Kniivilä M., Komonen A., Kotiaho J., Lahtinen M., Mönkkönen M. & Rämö A-K. 2012. METSO-ohjelman väliarvio 2012. Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelma 2008–2016. Saatavilla [http://www.metsopolku.fi/fi/liitetiedostot/METSO-ohjelman\\_valiarvio\\_2012.pdf](http://www.metsopolku.fi/fi/liitetiedostot/METSO-ohjelman_valiarvio_2012.pdf) (Katsottu 12.9.2013.)
- Laki ympäristövaikutusten arviointimenettelystä 10.6.1994/468
- Lehtomäki J., Tomppo E., Kuokkanen P., Hanski I. & Moilanen A. 2009. Applying spatial conservation prioritization software and high-resolution GIS data to a national-scale study in forest conservation. *Forest Ecology and Management* 258(11): 2439–2449.
- Lehtonen H., Björkqvist N., Kaukonen M., Kuokkanen P., Luhta P-L., Maukonen a. & Päivinen J. 2011. Metsien monimuotoisuuden turvaaminen. Teoksessa: Päivinen J., Björkqvist N., Karvonen L., Kaukonen M., Korhonen K-M., Kuokkanen P., Lehtonen H. & Tolonen A. (toim.) Metsähallituksen metsätalouden ympäristöopas. *Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja* 67. 215s.
- Lensu, T., Komonen, A., Hiltula, O., Päivinen, J., Saari, V. & Kotiaho, J.S. 2011. The role of power line rights-of-way as an alternative habitat for declined mire butterflies. *Journal of Environmental Management* 92: 2539–2546.
- Lindborg R. & Eriksson O. 2004. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85: 1840–1845.
- Lindenmayer D.B. & Fischer J. 2006. Tackling the habitat fragmentation panchreston. *TRENDS in Ecology and Evolution* 22(3): 127–132.
- Loreau M., Naeem S., Inchausti P., Bengtsson J., Grime J.P., Hector A., Hooper D.U., Huston M.A., Raffaelli D., Schmid B., Tilman D., Wardle D.A. 2001. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science* 294(5543): 804–808.
- Luonnonsuojelulaki (LSL) 20.12.1996/1096
- Maankäyttö- ja rakennuslaki (MRL) 5.2.1999/132
- MacArthur R.H. & Wilson E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.
- Madsen B. 2011. *Statistics for Non-Statisticians*. Springer. 160s.
- Mazza L., Bennett G., De Nocker L., Gantioler S., Losarcos L., Margerison C., Kaphengst T., McConville A., Rayment M., ten Brink P., Tucker G., van Diggelen R. 2011. *Green Infrastructure Implementation and Efficiency*. Final report for the European Commission, DG Environment on Contract ENV.B.2/SER/2010/0059. Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels and London.
- Metsähallitus 2013a. Metsähallituksen hoitamien suojelu- ja retkeilyalueiden määrä ja pinta-alat 1.1.2013.  
<http://www.metsa.fi/sivustot/metsa/fi/Luonnonsuojelu/Suojelualueet/Suojelupintaalojenkehitys/Metsahallituksensuojelualueet/Sivut/Metsahallituksenhoitamiensuojelujaretkelyalueidenmaarajapintaalat.aspx> (Päivitetty 19.3.2013, katsottu 5.10.2013).
- Metsähallitus 2013b. Monien mahdollisuuksien Metsähallitus.  
<http://metsa.fi/sivustot/metsa/fi/Konserni/Sivut/Konserni.aspx> Päivitetty 14.5.2013, katsottu 23.8.2013.
- Metsälaki 12.12.1996/1093
- Metsämuuronen J. 2005. *Tutkimuksen tekemisen perusteet ihmistieteissä*. Gummerrus kirjapaino oy. 1292s.

- Metsäntutkimuslaitos 2012. *Metsätilastollinen vuosikirja*. Suomen virallinen tilasto. Maa-, metsä, ja kalatalous. Vammalan kirjapaino, Sastamala. 452s.
- Mickwitz P. 2003. A Framework for Evaluating Environmental Policy Instruments: Context and Key Concepts. *Evaluation* 9(4): 415–436.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA) 2003. Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment. Island Press/ World Resources Institute, Washington, DC).
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.
- Ministère de l'écologie, du développement durable et l'énergie 2013. La trame verte et bleue. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/-La-Trame-verte-et-bleue,1034-.html> Ei päivytyspäivämäärää, katsottu 21.8.2013.
- Miteva D., Pattanayak S. & Ferraro P. 2012. Evaluation of biodiversity policy instruments: what works and what doesn't? *Oxford Review of Economic Policy* Vol. 28, No. 1: 69–92.
- Moilanen A. & Hanski I. 2001. On the use of connectivity measures in spatial ecology. *Oikos* 95(1): 147–151.
- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., da Fonseca G.A.B. & Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858
- Nathan R., Getz M.W., Revilla E., Holyoak M., Kadmon P., Salz D. & Smouse E.P. 2008. A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105(49): 19052–19059.
- Natural England 2013. Green infrastructure. <http://www.naturalengland.org.uk/ourwork/planningdevelopment/greeninfrastructure/default.aspx> Ei päivytyspäivämäärää, katsottu 16.8.2013.
- Naumann S., Davis McK., Kaphengst T., Pieterse M. & Rayment M. 2011a. Design, implementation and cost elements of Green Infrastructure projects. Final report to the European Commission, DG Environment, Contract no. 070307/2010/577182/ETU/F.1, Ecologic Institute and GHK Consulting.
- Naumann S., Anzaldúa G., Berry P., Burch S., Davis McK., Frelih-Larsen A., Gerdes H. & Sanders M. 2011b. Assessment of the potential of ecosystem-based approaches to climate change adaptation and mitigation in Europe. Final report to the European Commission, DG Environment, Contract no. 070307/2010/580412/SER/B2, Ecologic institute and Environmental Change Institute, Oxford University Centre for the Environment.
- Neuvoston direktiivi 92/43/ETY, annettu 21 päivänä toukokuuta 1992, luontotyyppien sekä luonnonvaraisen eläimistön ja kasviston suojelusta.
- Niemelä J., Saarela S.-R., Söderman T., Kopperoinen L., Yli-Pelkonen V., Väre S. & Kotze D.J. 2010. Using the ecosystem services approach for better planning and conservation of urban green spaces: A Finland case study. *Biodiversity and Conservation* 19: 3225–3243.
- Nissinen K. 2009. Toistomittauksen analyysi. Teoksessa: Högmänder H., Kankainen A., Kärkkäinen S., Leskinen E., Lyyra A.-L., Nissinen K. & Pahkinen E. *Tilastolliset Analyysimenetelmät osa II. TILP450 Tilastomenetelmien jatkokurssi*. Kurssimoniste. Matematiikan ja tilastotieteen laitos, Jyväskylän yliopisto,
- Noss R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4(4): 355–364
- Urho N. 2009. Possibilities of enhancing co-operation and co-ordination among MEAs in the biodiversity cluster. (Nordic Council of Ministers) *TemaNord* 537.
- Onaindia M., Fernández de Manuel B., Madariaga I. & Rodríguez-Loinaz G. 2012. Co-benefits and trade-offs between biodiversity, carbon storage and water flow regulation. *Forest Ecology and Management* 289: 1–9.
- Paavola J., Gouldson A. & Kluvánková-Oravská T. 2009. Interplay of Actors, Scales, Frameworks and Regimes in the Governance of Biodiversity. *Environmental Policy and Governance* 19: 148–158.
- Paloniemi R., Apostolopoulou E., Primmer E., Grodzinska-Jurczak M., Henle K., Ring I., Kettunen M., Tzanopoulos J., Potts S., van den Hoeve S., Marty P., McConville A & Similä J. 2012a. Biodiversity Conservation across scales: lessons from a science-policy dialogue. *Nature Conservation* 2: 7–19.



- Paloniemi R., Koivulehto M., Primmer E. & Similä J. 2012b. D4.2 Scale sensitivity and scale effectiveness of governance in biodiversity conservation. SCALES Project WP 4: Multi-level governance. Finnish National Report. National regulatory model of Finnish biodiversity policy.
- Pierotti R. & Wildcat D. 2000. Traditional ecological knowledge: The third alternative (Commentary). *Ecological Applications* 10(5): 1333–1340.
- Primmer E. & Furman E. 2012. Operationalising ecosystem service approaches for governance: Do measuring, mapping and valuing integrate sector-specific knowledge systems? *Ecosystem Services* 1: 85–92.
- Primmer E., Paloniemi R., Similä J. & Barton D.N. 2013. Evolution in Finland's forest biodiversity conservation payments and the institutional constraints on establishing new policy. *Society & Natural Resources* 26(10): 1137–1154.
- Primmer E., Paloniemi R., Mathevet R., Apostolopoulou E., Tzanopoulos J., Ring I., Kettunen M., Similä J., Cent J., Grodzińska-Jurczak M., Koellner T., Antunes P., Pantis J., Potts S.G., Santos R. An approach to analysing scale-sensitivity and scale-effectiveness of governance in biodiversity conservation. In: Padt, F.J.G., Opdam P.F.M., Polman N.B.F., Termeer C.J.A.M. (toim.). *Scale-sensitive Governance of the Environment*. John Wiley & Sons, Oxford. [painossa]
- Pullin A. 2002. *Conservation Biology*. Cambridge University Press. 345s.
- Pykälä J. 2007. Implementation of Forest Act habitats in Finland: Does it protect the right habitats for threatened species? *Forest Ecology and Management* 242(2–3): 281–287.
- Ranta E., Bach L., Kaitala V., Björklund M. & Lundberg P. 2009. Competition enhances spatial genetic differentiation. *Evol.Ecol.Res.* 11: 1251–1258.
- Rassi P., Hyvärinen E., Juslén A. & Mannerkoski I. (toim.) 2010. *Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010*. Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 685s.
- Ratamäki O. 2013. Ekosysteempipalvelu-käsite paikallisessa kontekstissa – tapaustutkimus petoturismista Lieksassa. *Terra* 125(2): 57–70.
- Raunio A., Schulman A. & Kontula T. (toim.) 2008. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus- Osa1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. *Suomen ympäristö* 8. 264s.
- Rockström J., Steffen W., Noone K., Persson Å, Chapin F.S. III, Lambin E.F., Lenton T.M., Scheffer M., Folke C., Schellnhuber H.J., Nykvist B., de Wit C.A., Hughes T., van der Leeuw S., Rodhe H., Sörlin S., Snyder P.K., Costanza R., Svedin U., Falkenmark M., Karlberg L., Corell R.W., Fabry V.J., Hansen J., Walker B., Liverman D., Richardson K., Crutzen P. & Foley J.A. 2009. A safe operating space for humanity. *Nature* 461: 472–475.
- Rybicki J. & Hanski I. 2013. Species–area relationships and extinctions caused by habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters* 16: 27–38.
- Salminen O., Ahponen H., Valkama P., Vessman T., Rantakokko K., Vaahtera E., Taylor A., Vasander H. & Nikinmaa E 2012. TEEB Nordic case: Benefits of green infrastructure – socio-economic importance of constructed wetlands (Nummela, Finland). Julkaisussa Kettunen M., Vihervaara P., Kinnunen S., D'Amato D., Badura T., Argimon M. and Ten Brink P. Socio-economic importance of ecosystem services in the Nordic Countries – Synthesis in the context of The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). TemaNord 2012:559. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Sandström U. 2002. Green infrastructure planning in urban Sweden. *Planning Practice & Research* 17(4): 373–385.
- Sgrò, C.M., Lowe A.J. & Hoffmann A.A. 2011. Building evolutionary resilience for conserving biodiversity under climate change. *Evolutionary applications* 4(2): 326–337.
- Selonen, V.A.O. & Kotiaho, J.S. 2013. Buffer strips can pre-empt extinction debt in boreal streamside habitats. *BMC Ecology* 13: 24.
- Similä J., Raunio A., Hildén M., & Anttila S. 2010. Luonnonsuojelulainsäädännön arviointi – Lain toimivuus ja kehittämistarpeet. *Suomen ympäristö* 27. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Soane I.D., Scolozzi R., Gretter A., & Hubacek K. 2012. Exploring Panarchy in Alpine Grasslands: an Application of Adaptive Cycle Concepts to the Conservation of a Cultural Landscape. *Ecology & Society* 17(3): 18.



- Steffen W., Grinevald J., Crutzen P. & McNeill J. 2011. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. *Philosophical Transactions of the Royal Society A* 369: 842–867.
- Stockholms läns landsting 2013. Grönstruktur och landskap. <http://www.tmr.sll.se/Vart-uppdrag/Mark-vatten-och-gronomraden/Gronstruktur/> Ei päivityspäivämäärää, katsottu 3.9.2013.
- Suomen ympäristökeskus 2011. Biodiversiteetin turvaaminen monilla hallinnon tasoilla ja eri maantieteellisissä, ajallisissa ja ekologisissa mittakaavoissa (SCALES) –hankekuvaus. <http://www.ymparisto.fi/syke/scales>. Päivitetty 15.4.2011, katsottu 24.9.2012.
- Suomen ympäristökeskus 2013. Vihreä infra – Luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden riippuvuus vihreästä infrastruktuurista. [http://www.syke.fi/fi-FI/Palvelut\\_aineistot/Tutkimus\\_ja\\_kehittamishankkeet/Hankkeet/Vihrea\\_infra\\_Luonnon\\_monimuotoisuuden\\_ja\\_ekosysteemipalveluiden\\_riippuvuus\\_vihreasta\\_infrastruktuurista/Vihrea\\_infra\\_Luonnon\\_monimuotoisuuden\\_ji\(10014\)](http://www.syke.fi/fi-FI/Palvelut_aineistot/Tutkimus_ja_kehittamishankkeet/Hankkeet/Vihrea_infra_Luonnon_monimuotoisuuden_ja_ekosysteemipalveluiden_riippuvuus_vihreasta_infrastruktuurista/Vihrea_infra_Luonnon_monimuotoisuuden_ji(10014)). Julkaistu 2.5.2013 klo 17.02 , päivitetty 2.5.2013, katsottu 18.6.2013.
- Sutherland W.J., Pullin A.S., Dolman P.M. & Knight T.M. 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology & Evolution*. 19(6): 305–308.
- Taylor P.D., Fahrig L., Henein K. & Merriam G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68(3): 571–573.
- TEEB 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations*. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington.
- Tillman J.E. 2005. Habitat fragmentation and ecological networks in Europe. *GAIA* 14(2): 119–123.
- Tischendorf L. & Fahrig L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7–19.
- Tversky A. & Kahneman D. 1974. Judgment under Uncertainty: Heuristics and Biases. *Science* 185(4157): 1124–1131.
- Tzoulas K., Korpela K., Venn S., Yli-Pelkonen V., Kaźmierczak A., Niemela J. & James P. 2007. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning* 81: 167–178.
- UNESCO 1994. Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat. Ramsar, Iran, 2 February 1971. UN Treaty Series No. 14583. As amended by the Paris Protocol, 3 December 1982, and Regina Amendments, 28 May 1987.
- UNESCO 2012. Man and the Biosphere Programme <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/ecological-sciences/man-and-biosphere-programme/> Ei päivityspvm, katsottu 14.12.2012.
- Valtioneuvosto 2012. Valtioneuvoston periaatepäätös Suomen luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestävän käytön strategiasta vuosiksi 2012–2020, Luonnon puolesta –ihmisen hyväksi.
- Vasander H., Tuittila E.-S., Lode E., Lundin L., Ilomets M., Sallantausta T., Heikkilä R., Pitkänen M.-L. & Laine J. 2003. Status and restoration of peatlands in northern Europe. *Wetlands Ecology and Management* 11: 51–63.
- Vedung E. 1998. Policy instruments: Typologies and theories. Bemelmans-Videc M.-L., Rist R. & Vedung E. (edit). *Carrots, sticks & sermons: Policy instruments & their evaluation*. Transaction Publishers, New Jersey. s. 21–58. 280s.
- Vellend M. 2010. Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly Review of Biology* 85(2): 183–206.
- Vellend M. & Geber M.A. 2005. Reviews and syntheses: Connections between species diversity and genetic diversity. *Ecology Letters* 8: 767–781.
- Vuori K.-M., Bäck S., Hellsten S., Karjalainen S.M., Kauppila P., Lax H.-G., Lepistö L., Londesborough S., Mitikka S., Niemelä P., Niemi J., Perus J., Pietiläinen O.-P., Pilke A., Riihimäki J., Rissanen J., Tammi J., Tolonen K., Vehanen T., Vuoristo H. ja Westberg V. 2006. Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet. *Suomen Ympäristö* 807. Suomen Ympäristökeskus, Helsinki.
- Walker B., Holling C.S., Carpenter S.R. & Kinzig A. 2004. Resilience, Adaptability and Transformability in Social-ecological Systems. *Ecology & Society* 9(2): 5.

- Walker B., Gunderson L., Kinzig A., Folke C., Carpenter S. & Schultz L. 2006. A handful of heuristics and some propositions for understanding resilience in social-ecological systems. *Ecology and Society* 11(1): 13.
- Watts M.E., Ball I.R., Stewart R.S., Klein C.J., Wilson K, Steinback C., Lourival R., Kircher L. & Possingham H.P. 2009. Marxan with Zones: Software for optimal conservation based land- and sea-use zoning. *Environmental Modelling & Software* 24(12): 1513–1521.
- Wilcox B.A. & Murphy D.D. 1985. Conservation Strategy: The Effects of Fragmentation on Extinction. *The American Naturalist* 125(6): 879–887.
- Wilson E.O. 1988. *Biodiversity*. National Academy Press. 538s.
- Wright H. 2011. Understanding green infrastructure: the development of a contested concept in England. *Local Environment* 16(10): 1003–1019.
- Yachi S. & Loreau M. 1999. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 96(4): 1463–68.
- Yleissopimus muuttavien luonnonvaraisten eläinten suojelemisesta (62/1988)
- Ympäristöhallinto 2012. Ympäristöhallinnon esittely.  
<http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=16971&lan=fi>. Päivitetty 17.7.2012.  
 Katsottu 28.8.2013.
- Ympäristöministeriö 2012. Valtakunnallisten alueidenkäyttötavoitteiden tarkistaminen. Rinnakkaisteksti. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=1112&lan=fi#1>  
 Päivitetty 17.8.2012, katsottu 2.9.2013.
- Ympäristöministeriö 2013. Zonation: Asiantuntijan apuväline hyviin METSO-päätöksiin. Faktaa METSOsta. Heinäkuu 2013.  
[http://www.metsopolku.fi/fi/julkaisut/esitteet/esitteet\\_ja\\_julkaisut.php](http://www.metsopolku.fi/fi/julkaisut/esitteet/esitteet_ja_julkaisut.php) Katsottu 28.8.2013.

### **Analysoidut kysymykset**

Ekologinen kytkeytyneisyys -kysely. Biodiversiteetin turvaaminen monilla hallinnon tasoilla ja eri maantieteellisissä, ajallisissa ja ekologisissa mittakaavoissa (SCALES) -hanke.

Sukupuoli

- ☐ Nainen
- ☐ Mies
- ☐ En halua sanoa

Ikä

Syntymävuosi (esim. 1960)

Millä seuraavista tasoista työskentelet:

- ☐ Paikallinen
- ☐ Alueellinen
- ☐ Kansallinen
- ☐ EU ja/ tai kansainvälinen
- ☐ Usealla tasolla
- ☐ En osaa sanoa

Mikä seuraavista kuvaa työpaikkaasi parhaiten:

- ☐ Tieteellinen yhteisö
- ☐ Luonnonsuojelusta vastaava viranomainen
- ☐ Vesiensuojelusta vastaava viranomainen
- ☐ Maataloudesta vastaava viranomainen
- ☐ Metsien käytöstä vastaava viranomainen
- ☐ Suojelualueiden hoidosta vastaava toimija
- ☐ Paikallishallinnon edustaja
- ☐ Kansalaisjärjestö
- ☐ Yksityisen sektorin toimija:
- ☐ Jokin muu, mikä:
- ☐ Ei mikään

Mihin seuraavista tieteenaloista koet ammatillisesti kuuluvasi (valitse yksi):

- ☐ Ekologia ja biologia
- ☐ Luonnonsuojelubiologia ja luonnonsuojelu
- ☐ Hydrologia ja limnologia
- ☐ Metsätieteet

- ☐ Maataloustieteet
- ☐ Maantiede
- ☐ Ympäristötieteet
- ☐ Yhteiskuntatieteet
- ☐ Poikkitieteellisyys
- ☐ Muu, mikä:

Koulutustasosi (valitse korkein):

- ☐ Peruskoulu
- ☐ Ammattikoulu tai opisto
- ☐ Toisen asteen koulutus (lukio)
- ☐ Kandidaatti/ Ammattikorkeakoulututkinto
- ☐ Maisteri/ Diplomi-insinööri
- ☐ Tohtori
- ☐ Post doc -tutkija
- ☐ Professori

**C1.** Oletko osallistunut johonkin luonnon monimuotoisuuden suojeluprosessiin/ toimintaan (esim. politiikkaprosessi, tutkimushanke), jossa ekologisen kytkeytyneisyyden näkökulma on otettu huomioon?

1= Kyllä, käytännölliseen hankkeeseen/ politiikkaprosessiin (kuten konferensseihin, asiakirjojen kommentointiin, asiantuntijatyöskentelyyn ministeriöissä)

2= Kyllä, tutkimushankkeeseen

3= Kyllä, käytännölliseen ja tutkimushankkeeseen

4= En

Jos vastaist 1, 2 tai 3, kirjoita tähän hankkeen ja/ tai toiminnan nimi

**C2.** Arvioi seuraavia ekologisen kytkeytyneisyyden osa-alueita/ näkökohtia sen perusteella kuinka hyvin tutkimuksesi/ käytännön toiminta, johon osallistut, kattaa kunkin seikan. Käytä asteikkoa 1-5.

1= ei ollenkaan, 2= vähän, 3= jonkin verran, 4= riittävästi, 5= paljon

C.2.1. Ekologisten **prosessien** kytkeytyneisyys eri tilallisten mittakaavojen välillä

C.2.2. Eri **habitaattien** rakenteellinen kytkeytyneisyys maisematasolla

C.2.3. Toiminnallinen kytkeytyneisyys **laikkutasolla** [patch level]

C.2.4. Eri lajien **toiminnallinen** kytkeytyneisyys maisematasolla

C.2.5. Yhden lajin esiintymiselle ominainen toiminnallinen maisematason kytkeytyneisyys

**C3.** Kuinka olennaista mielestäsi on ottaa seuraavat seikat huomioon, kun arvioidaan ja mitataan ekologista kytkeytyneisyyttä?

1= ei ollenkaan tärkeää, 2= ei kovin tärkeää, 3= suhteellisen tärkeää, 4= hyvin tärkeää, 5= äärimmäisen tärkeää

C.3.1. Ravintoketjujen trofiatasot

C.3.2. Häiriöprosessit

C.3.3. Maisematason veden kierto

C.3.4. Lajille ominaiset sopivat habitaattilaikut

C.3.5. Habitaattien eristyneisyys

C.3.6. Maisemataso lajien elämisen ja liikkumisen mahdollistajana

C.3.7. Uusien yhdyselementtien aiheuttamat mahdollisesti **negatiiviset** vaikutukset biodiversiteetin säilymiselle (esim. tienreunat voivat helpottaa vieraslajien leviämistä ja/ tai edistää tautien leviämistä)

**C4.** Arvioi seuraavia väittämiä sen mukaan kuinka ne vastaavat näkemystäsi.

1= täysin eri mieltä, 2= eri mieltä, 3= ei samaa eikä eri mieltä, 4= samaa mieltä, 5= täysin samaa mieltä

C4.1. Kytkeytyneisyys **tulisi ottaa** huomioon, kun suunnitellaan (esim. valitaan ja rajataan) uusia suojelualueita

C4.2. Kytkeytyneisyys **otetaan nykyisin (käytännössä)** huomioon kun suunnitellaan luonnonsuojelualueita

C4.3. Kytkeytyneisyyden säilyttäminen **pitäisi** ymmärtää parhaaksi keinoksi taistella ilmastonmuutoksen aiheuttamia sukupuuttoja vastaan

C4.4. Kytkeytyneisyyden säilyttämistä **on nykyisin (käytännössä)** käytetty ensisijaisena keinona taistelussa ilmastonmuutoksen aiheuttamia sukupuuttoja vastaan

C4.5. Kytkeytyneisyyttä edistäviä ratkaisuja (kuten ekologiset käytävät, suojavyöhykkeet) **tulisi pitää** tärkeänä yhdistettäessä biodiversiteetin suojelu ja muihin maankäyttötapoihin ja ihmistoimintaan (esim. maatalous) (esim. suunnittelemalla pienempiä toisiinsa yhdistyneitä suojelualueita, jolloin ihmisen toiminnalle ja maankäytölle jää enemmän tilaa)

C4.6. Kytkeytyneisyyttä edistäviä toimenpiteitä käytetään **nykyisin (käytännössä)** useimmiten, kun biodiversiteetin suojelu yhdistetään maankäyttöön ja ihmistoimintaan (esim. maatalous) (esim. suunnittelemalla pienempiä toisiinsa yhdistyneitä suojelualueita, jolloin ihmisen toiminnalle ja muulle maankäytölle jää enemmän tilaa)

C4.7. Kytkeytyneisyyttä edistävien toimia **tulisi pitää** tärkeinä puhtaasti ekologisista syistä (esim. pirstoutuneiden populaatioiden sisäsiittoisuuden vähentäminen)

C4.8. Kytkeytyneisyyttä edistäviä toimenpiteitä käytetään **nykyisin (käytännössä)** puhtaasti ekologisista syistä (esim. vähentämään pirstoutuneiden populaatioiden sisäsiittoisuutta)

**C5.** Merkitse ovatko seuraavat arviointi ja/ tai suunnittelumenetelmät käytössä käytännön sovellutustyössä/ politiikkaprosesseissa (A) ja tutkimuksessa (B) (omien tietojesi mukaan).

0= en tunne menetelmää, 1= ei ole käytössä, 2= käytetään erittäin harvoin, 3= käytetään harvoin, 4= käytetään melko usein, 5= käytetään säännöllisesti

C5.1. Alueiden väliset etäisyydet (esim. euklidinen etäisyys laikkujen välillä – rakenteellinen kytkeytyneisyys)

C5.2. Mittakaava–pinta-alakäyrä - rakenteellinen kytkeytyneisyys [*Scale-area slope; e.g. grid based methods based on presence-absence data and power law regression*]

C5.3. Maantieteellistä/alueellista jakautumista kuvaavat indeksit (laikkukoko, laikunmuotoindeksi [*patch shape index*] - rakenteellinen kytkeytyneisyys)

C5.4. Järjestelmällinen suojelun suunnittelu (esim. Zonation, Marxan – rakenteellinen kytkeytyneisyys)

C5.5. Verkkoteoria [*graph-theoretic*] (esim. verkostanalyysi, resistenssipinnat [*resistance surfaces*] – mahdollinen kytkeytyneisyys)

C5.6. Metapopulaatiomallit (esim. suojavyöhykkeen säde, [*indice function model*] - mahdollinen kytkeytyneisyys)

C5.7. Havaitun leviämisen tai geneettisen etäisyyden mittaamisen kautta havaittu muutto (havaittu kytkeytyneisyys)

C5.8. Muu menetelmä. Mikä?

**C6.** Arvioi seuraavia mahdollisia päätöksentekokriteereitä sen perusteella, kuinka tärkeitä ne ovat kun valitaan kytkeytyneisyyden arvioinnin menetelmiä politiikkaprosesseissa/ luonnonsuojelun käytännön toteutuksessa ja tutkimuksessa?

1= ei ollenkaan tärkeää, 2= ei kovin tärkeää, 3= suhteellisen tärkeää, 4= hyvin tärkeää, 5= äärimmäisen tärkeää

C6.1. Saatavilla olevan tiedon laatu ja/ tai tiedon laadun vaatimukset

C6.2. Tiedon saatavuus

C6.3. Menetelmien monimutkaisuus

C6.4. Menetelmien käytön opetteluun ja itse soveltamisen helppous

C6.5. Henkilökunnan asiantuntemus

C6.6. Tieteellisessä kirjallisuudessa vallitseva käsitys menetelmien käyttökelpoisuudesta (esim. Väittely euklidisen etäisyyden ja pienimpien kulujen reittiin [*least cost path*] perustuvien menetelmien paremmuudesta)

C6.7. Kulut

C6.8. Uusien menetelmien käytön opetteluun käytettävissä oleva aika

C6.9. Tulosten analysointiin käytettävissä oleva aika

C6.10. Muu. Mikä?

**C8.** Kuinka tärkeänä **henkilökohtaisesti** pidät kytkeytyneisyyden edistämistä biodiversiteetin suojelussa?

1=ei ollenkaan tärkeää	2=ei kovin tärkeää	3= suhteellisen tärkeää	4= hyvin tärkeää	5= äärimmäisen tärkeää
---------------------------	-----------------------	----------------------------	---------------------	---------------------------

**C10.** Listaa tähän **3 hyvää tapausesimerkkiä**, joissa ekologista kytkeytyneisyyttä on tarkoituksellisesti edistetty Suomessa ja perustele **miksi (minkä kriteereiden perusteella)** valitsit kyseiset tapaukset. (Huom. Esimerkit voivat liittyä politiikkakeinoihin ja/ tai maankäyttöön ja hoitokeinoihin ja/ tai projekteihin.)

**C11.** Mieti alla listattuja politiikkakeinoja ja arvioi kuinka hyvin ne edistävät ekologista kytkeytyneisyyttä Suomessa. Arvioi seuraavat kohdat erikseen:

A Kuinka tärkeä (kyseinen politiikkakeino) potentiaalisesti on ekologisen kytkeytyneisyyden edistämisen kannalta?

B Kuinka hyvin se edistää tällä hetkellä ekologista kytkeytyneisyyttä käytännössä osana nykyistä politiikkakeinojen kokonaisuutta?

A= en tiedä, B= keino ei ole käytössä, 1= A ei ole tärkeä/ B ei ollenkaan, 2= A on vain vähän tärkeä/B vähän, 3= A on melko tärkeä/B kohtuullisesti, 4= A on varsin tärkeä/B varsin paljon, 5= A on hyvin tärkeä/B paljon

C11.1. Valtakunnalliset alueidenkäyttötavoitteet

C11.2. Maakuntakaavat

C11.3.a Yleiskaavat

C11.3.b Asemakaavat

C11.3.c Kunnan rakennusjärjestys

C11.3.d Ranta-asemakaavat

C11.4.a Biodiversiteettistrategian yleiset linjanvedot

C11.4.b Luonnonsuojelulain yleiset linjanvedot

C11.5. Luonnonpuistot

C11.6. Kansallispuistot

C11.7. Elinympäristöjen ja lajien suojelu ylipäättään

C11.7.1. Natura 2000 –verkosto

C11.7.2. Luonto- ja lintudirektiivissä listattujen lajien suojelu

C11.7.3. Muu lajien/ luontotyyppien suojelu

C11.7.3.a Soiden, lintuvesien, harjujen, lehtojen, rantojen ja vanhojen metsien suojeluohjelmaan kuuluvat ja koskiensuojelulailla suojellut kohteet

C11.7.3.b Luonnonsuojelulain luontotyypit

C11.7.3.c Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt

C11.7.3.d Luonnonsuojeluasetuksen erityisesti suojeltavien ja uhanalaisten lajien suojelu

C11.7.3.e Valtionmaiden suojelu osana METSO-ohjelmaa

C11.7.3.f Yksityismaiden tilapäinen suojelu osana METSO-ohjelmaa

C11.7.3.g Yksityismaiden pysyvä suojelu osana METSO-ohjelmaa

C11.8.a Suojellut maisema- ja merialueet

C11.8.b Kansalliset kaupunkipuistot

C11.8.c Luonnonmuistomerkit

C11.9.a. Erämaalueet

C.11.8.b Valtion retkeilyalueet

C11.10.a Biodiversiteetin suojelu maatalouden ympäristötuella

C11.10.b Biodiversiteetin suojelu maatalouden erityistuellä esim. perinnebiotooppien hoidon erityistuki

C.11.10.1. Muu rahoitusmekanismi. Mikä?

C11.11. Ekologiset käytävät

C11.12 Suojavyöhykkeet luonnonsuojelualueiden ympärillä

C11.13. Ympäristövaikutusten arviointimenettelyt (YVA)

11.14. Suojelualueverkoston kokonaissuunnittelu

C11.15. Vihreä infrastruktuuri

C11.16.1. Muu, mikä?

C11.16.2. Muu, mikä?

**C12.** Mitkä ovat ne keskeiset politiikkakeinojen ominaisuudet, jotka tekevät politiikkakeinoista hyviä ekologisen kytkeytyneisyyden edistämiseksi? Listaa tähän kolme tärkeintä **kriteeriä**, joiden perusteella **arvioit** yllä (kysymyksessä C11) listattuja politiikkakeinoja.

**C16.** Eri politiikkakeinojen yhteisvaikutuksia pidetään usein tärkeinä kytkeytyneisyyden paremman edistämisen kannalta. Listaa 3-5 (kysymyksissä C10, C11 & C14 listattua) politiikkakeinoja, joiden käytön yhdistäminen mielestäsi erityisesti parantaisi kytkeytyneisyyttä ja nimeä **enintään kolme pääkriteeriä**, joiden perusteella valitsit kyseisen politiikkakeinoyhdistelmän.

**C16.1.** Kuinka nykyinen Suomessa käytössä oleva politiikkakeinojen yhdistelmä toimii ekologisen kytkeytyneisyyden edistämiseksi? Arvioi olla olevia seikkoja sen mukaan kuinka hyvin ne vastaavat mielipiteitäsi.

1=täysin eri mieltä, 2=eri mieltä, 3= ei samaa eikä eri mieltä, 4=samaa mieltä, 5= täysin samaa mieltä

C16.1.1. Nykyinen politiikkakeinojen yhdistelmä pystyy tehokkaasti edistämään ekologista kytkeytyneisyyttä

C16.1.2. Jos nykyistä politiikkakeinojen yhdistelmää muokattaisiin sopivasti, se pystyisi edistämään ekologista kytkeytyneisyyttä tehokkaammin

C16.1.3. Täysin uudistettu politiikkakeinojen yhdistelmä pystyisi edistämään ekologista kytkeytyneisyyttä tehokkaammin

C16.1.4. Ekologista kytkeytyneisyyden edistämiseksi ei ole kyse erilaisesta politiikkakeinojen yhdistelmästä, vaan ennemminkin se edellyttää erilaista integroivien politiikkojen strategista suunnittelua

**C17.** Kuinka tärkeää kytkeytyneisyyden edistämisen kannalta on se, että biodiversiteetin suojele integroidaan osaksi muita politiikkoja?

1=ei ollenkaan  
tärkeää

2=ei kovin  
tärkeää

3= suhteellisen  
tärkeää

4= hyvin  
tärkeää

5= äärimmäisen  
tärkeää

**C18.** Mitkä sektoripolitiikat olisi kaikkein tärkeintä yhdistää biodiversiteettipolitiikan kanssa kytkeytyneisyyden edistämisen kannalta?

**C19.** Kuinka hyvin arvioit nykyisen biodiversiteettipolitiikan integroimisen eri sektoripolitiikkojen kanssa onnistuneen Suomessa?

1=  
epäonnistunutta

2= melko  
epäonnistunutta

3= ei onnistunutta eikä  
epäonnistunutta

4= melko  
onnistunutta

5=  
onnistunutta



**C21.** Mitkä olennaiset biodiversiteetin tasot nykyiset kytkeytyneisyyttä edistävät politiikkakeinot ottavat huomioon ja mitä olennaisia tasoja jää tarkastelun ulkopuolelle?

**C22.** Vihreällä infrastruktuurilla tarkoitetaan yleisesti toisiinsa kytkeytyneitä viher- ja vesialueita, jotka mahdollistavat ekologisten prosessien toiminnan ja tuottavat ekosysteemipalveluita.

Mieti vihreää infrastruktuuria työsi/ tutkimuksesi/ järjestötoimintasi näkökulmasta. Arvioi seuraavia väittämiä sen mukaan, kuinka hyvin ne vastaavat omia näkemyksiäsi strategisesti suunnitellun viheralueiden verkoston toteuttamisesta? Kuinka strategisesti suunniteltu viheralueiden suunnittelu **tulisi** toteuttaa?

1=täysin eri mieltä, 2=eri mieltä, 3= ei samaa eikä eri mieltä, 4=samaa mieltä, 5= täysin samaa mieltä

C22.1. Ensisijaisesti pitää miettiä viheralueiden kytkeytyneisyyttä maisematasolla

C22.2. Huomionarvoisinta on luontotyyppien kytkeytyneisyyden varmistaminen

C22.3. Ydinalueiden ympärillä olevat kestävän käytön alueet ja ekologiset käytävät alueiden välillä ovat keskeisimpiä

C22.4. Keskeisintä on turvata ekologiset prosessit, esimerkiksi yhteytys ja hajotus

C22.5. Puhtaan veden ja ilman tuotto ja niiden kaltaiset palvelut ovat tärkeimpiä

C22.6. Toteutuksessa pitää miettiä ensisijaisesti ekosysteemipalveluita

C22.7. Viher- ja vesialueiden tuottaman suoran hyödyn turvaaminen on merkittävintä

C22.8. Ensisijaisesti pitää suojella luonnollisia evoluutio- ja leviämisprosesseja

C22.9. Luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen pitää asettaa itsearvoiseksi tavoitteeksi riippumatta monimuotoisuuden ihmisille tuottamista hyödyistä

C22.10. Ensisijaisesti tulee varmistaa alueella elävän eliölajiston, erityisesti harvinaisten lajien, selviytyminen

**C23.** Arvioi seuraavia väittämiä sen mukaan kuinka ne vastaavat näkemystäsi.

1= täysin eri mieltä, 2= eri mieltä, 3= ei samaa eikä eri mieltä, 4= samaa mieltä, 5= täysin samaa mieltä

C23.1. Vihreä infrastruktuuri -käsite muuttaa ympäristöpolitiikkaa ratkaisevasti aiempaa kokonaisvaltaisemmaksi

C23.2. Vihreä infrastruktuuri -käsite lisää ekosysteemien toiminnallisuuden tarkastelun ympäristöpolitiikkaan

C23.3. Vihreä infrastruktuuri -käsite tulee parantamaan ihmisen ja ympäristön toiminnan yhteensovittamista etenkin kaupunkisuunnittelussa

C23.4. Vihreä infrastruktuuri -lähestymistapa auttaa pirstaloituvien ympäristöjen monimuotoisuuden suojelussa

C23.5. Vihreä infrastruktuuri -ajattelutapa auttaa pysäyttämään biodiversiteetin häviämisen

C23.6. Vihreä infra ajattelutapa auttaa ymmärtämään ympäristön taloudellisen arvon

C23.7. Vihreä infrastruktuuri -ajattelutapa auttaa poistamaan ympäristölle haitallisia tukia

C23.8. Vihreä infrastruktuuri auttaa sopeutumaan ilmastonmuutokseen ja vähentämään siitä aiheutuvaa haittaa

**C24.** Listaa alle kolme keskeisintä muutosta, joiden arvelen vihreä infrastruktuuri -ajattelutavan tuovan ympäristöpolitiikkaan: